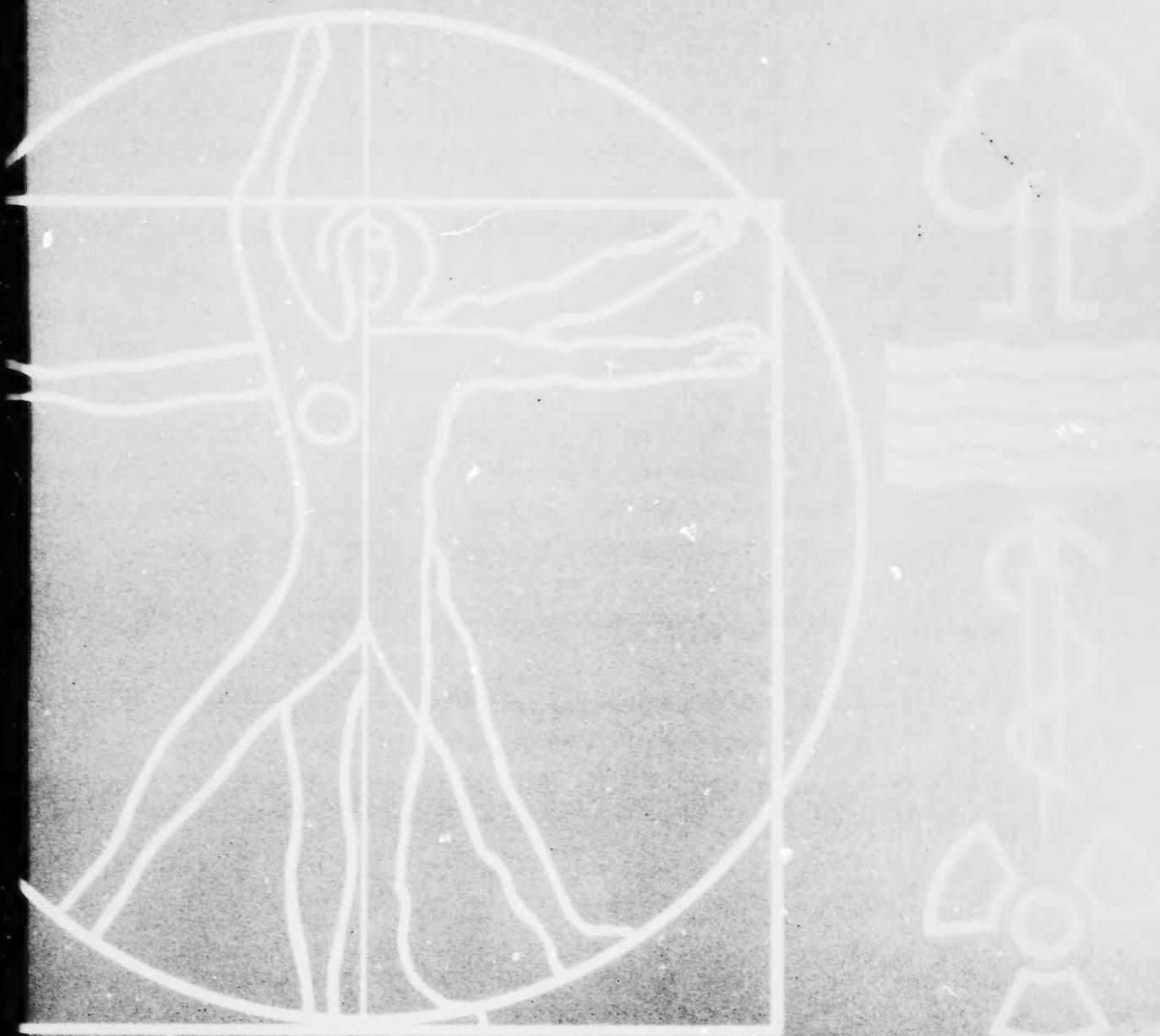
Canada

Santé et Bien-être social Canada
Health and Welfare Canada

83-DHM-94

sensibilité aux précipitations acides des réserves d'eau potable au canada



85-0439/

SENSIBILITÉ AUX PRÉCIPITATIONS ACIDES DES RÉSERVES D'EAU POTABLE AU CANADA

Direction de l'hygiène du milieu
Direction générale de la protection de la santé

Publication autorisée par le Ministre de la
Santé nationale et du Bien-être social

83-DHM-84

DES EXEMPLAIRES DE CE RAPPORT PEUVENT ÊTRE OBTENUS DE LA

Direction des affaires publiques
Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social
Immeuble Brooke Claxton
Ottawa K1A 0K9

Also available in English under the title "The Potential Sensitivity of Drinking Water Supplies to Acidic Precipitation in Canada"

CE DOCUMENT A ÉTÉ PRÉPARÉ À CONTRAT PAR LA
BEAK CONSULTANTS LIMITED

Décembre 1981

Le docteur J.W.S. Jamieson, du Bureau des dangers des produits chimiques, de la Direction de l'hygiène du milieu, a servi d'expert scientifique pour ce contrat. Ce rapport est reproduit comme il a été reçu du contractant. Les conclusions et les recommandations qui y sont contenues reflètent l'opinion du contractant, mais ne sont pas nécessairement endossées par le ministre de la Santé nationale et du Bien-être social.

REMERCIEMENTS

La firme Beak Consultants Limited voudrait souligner que ce rapport a été réalisé grâce au précieux concours de:

D.L. Lush, directeur et écologiste de la vie aquatique
P. McKee, biologiste de la vie aquatique
W.J. Snodgrass, ingénieur civil, écologie générale
M.J. Eamen, hygiéniste industriel
Y. Lebeau, géologiste et planification des ressources

tous du personnel de la firme Beak Consultants Limited, et

H.W. Nesbitt, chercheur associé, et
W. Moss, microbiologiste

tous deux de l'Université Western Ontario.

Le contractant désire aussi remercier de leur aide précieuse les personnes suivantes:

W.S. Fyfe, président du Département de géologie
B.L. Kronberg, chercheur associé
F. Murray, aide chercheur

tous de l'Université Western Ontario, et

P.R. Odom, hydrologue
W. Eedy, directeur des Services environnementaux
M. Dobson, climatologue

tous de la firme Beak Consultants Limited.

TABLE DES MATIÈRES

		Page
1.	INTRODUCTION	1
2.	CONSIDÉRATIONS THÉORIQUES	4
2.1	Acidité atmosphérique	6
2.2	Géologie et eaux souterraines	8
2.2.1	Types de réactions	8
2.2.2	Minéraux courants et leurs propriétés	10
2.2.2.1	Quartz	11
2.2.2.2	Feldspaths	11
2.2.2.3	Micas	12
2.2.2.4	Minéraux argileux	12
2.2.2.5	Calcite	14
2.2.2.6	Autres minéraux	15
2.2.3	Vitesses de réaction	16
2.2.4	Durées de contact et perméabilités	17
2.2.5	Résumé	18
2.3	Réseaux d'eaux de surface	19
2.3.1	Écosystème terrestre	19
2.3.1.1	Sensibilité prévue à partir de cartes géologiques	20
2.3.1.2	Sensibilité obtenue par des hydrogrammes	21
2.3.1.3	Sensibilité obtenue à partir de l'analyse des cycles des bassins hydrographiques et des bilans de masse	23
2.3.2	Chimie des eaux lacustres	27
2.3.2.1	Caractéristiques de sensibilité prévues par la chimie des eaux lacustres	28
2.3.2.2	Processus lacustres	33
2.3.2.3	Conséquences de l'acidification sur les autres paramètres de la qualité de l'eau	35
2.3.3	Résumé	37

Page

3. ASPECTS APPLIQUÉS 38

3.1 Winnipeg 40
3.2 Huntsville 43
3.3 Saskatoon 46
3.4 Sensibilité à l'acidification des réserves d'eau des villes canadiennes de plus de 100 000 habitants 47
3.5 Sensibilité à l'acidification et contamination subséquente par des métaux traces des réservoirs de certaines villes canadiennes 70

4. SOURCES DES DONNÉES 89

4.1 Sources des données sur la chimie des précipitations au Canada 89
4.2 Sources de données géochimiques 91
4.3 Sources de données sur la qualité de l'eau 92

4.3.1 Éléments traces - chimie de l'eau et des sédiments 92

4.4 Limites que présente l'utilisation des sources de données 93

5. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 98

RÉFÉRENCES 100

FIGURES 105

ANNEXE A - Caractéristiques d'une courbe de neutralisation de l'alcalinité 127

ANNEXE B - Examen de la documentation relative à l'influence du pH sur la microbiologie des eaux urbaines 131

LISTE DES TABLEAUX

		Page
2.1	Résumé des bilans annuels d'apport-perte relatifs à des écosystèmes boisés non exploités de Hubbard Brook	24
4.1	Stations des réseaux de contrôle	90

LISTE DES FIGURES

2.1	Programme national sur les retombées atmosphériques - NC141	105
2.2	Est de l'Amérique du Nord - principales sources de SO_2 et de NO_x	106
2.3	Schéma illustrant les modes d'écoulement de l'eau vers un lac	107
2.4	Régions de l'Amérique du Nord dont les lacs pourraient être sensibles aux précipitations acides	108
2.5	Hydrogramme et chimiogrammes généraux	109
2.6	Description schématique de la météorisation d'un bassin hydrographique	111
2.7	Bilan annuel du calcium dans un écosystème forestier en alluvionnement à Hubbard Brook	112
2.8	Bilan annuel du soufre dans un écosystème forestier en alluvionnement à Hubbard Brook	113
2.9	Relation entre la charge acide et la variation de pH dans un milieu très sensible et moyennement sensible	114
2.10	Indice de saturation en calcite dans certaines parties du Québec et du nord de l'Ontario	115
2.11	Relation entre le pH et l'alcalinité dans des lacs du Bouclier canadien et des Alpes suisses	116
2.12	Relation entre la conductivité spécifique et l'alcalinité de cours d'eau et de lacs	117
2.13	Courbes de titrage de l'alcalinité d'un lac d'eau douce et d'un lac d'eau dure	118

		Page
2.14	Baisse printanière du pH d'un cours d'eau	119
2.15	Courbe de la teneur en ions hydrogène des exutoires du lac Red Chalk	120
3.1	Sensibilité des sédiments glaciaires et postglaciaires superficiels à la charge d'acide	121
3.2	Sensibilité aux précipitations acides - socle rocheux et sols provenant du socle rocheux	122
4.1	Emplacement des stations de contrôle des pluies acides en Ontario	123
4.2	Répartition géographique du nickel	124

1. INTRODUCTION

Depuis la fin des années 1960, on s'intéresse de plus en plus, à l'échelle internationale, au transport grande distance des polluants atmosphériques. En 1972, on a noté, dans des lacs de Scandinavie, des effets spécifiques aux oxydes de soufre et d'azote qui sont les précurseurs de composés rendant les précipitations acides. Des études plus poussées ont confirmé que les oxydes de soufre et d'azote provenant de sources éloignées avaient des conséquences écologiques (OCDE, 1977). En effet, des durées prolongées de transport permettent à ces oxydes de se transformer en acides.

La grande diversité des sources d'oxydes de soufre et d'azote (par exemple, combustion de fossiles) géographiquement dispersées et la ressemblance géologique d'une grande partie du Canada avec la Scandinavie, où les écosystèmes ont subi des dommages, sont à l'origine de l'inquiétude croissante manifestée à ce sujet à l'échelle nationale. Voici plusieurs aspects régionaux précis qui soulignent la nécessité d'effectuer des études plus poussées.

1. Selon les estimations, les émissions de dioxyde de soufre (SO_2) aux États-Unis et au Canada se chiffrent à $25,7 \times 10^6$ tonnes et 5×10^6 tonnes respectivement, tandis que les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) ont été évaluées respectivement à $22,2 \times 10^6$ tonnes et $1,9 \times 10^6$ tonnes (U.S. - Canada Research Consultation Group, 1980). On prévoit des augmentations peu importantes des émissions de SO_2. Par contre, l'utilisation accrue de combustibles fossiles fera probablement augmenter les émissions de NO_x. Une grande partie des sources d'émission se trouvent dans le nord-ouest et le Mid-west des États-Unis (par exemple, la vallée de l'Ohio).

2. Les conditions météorologiques qui règnent dans l'est de l'Amérique du Nord favorisent le transport des polluants provenant des principales sources américaines vers le sud de l'Ontario, le Québec et les provinces Maritimes. Selon les modèles simulant le transport outre-frontière, les quantités de soufre d'origine américaine déposées au Canada sont respectivement 1,3 fois et 3,2 plus importantes en hiver et en été que les quantités déposées aux États-Unis et provenant du Canada (U.S. - Canada Research Consultation Group).

3. Dans l'est du Canada, les sulfates se déposent avec les précipitations et par retombées à un rythme qui rappelle le cas de la Scandinavie.

4. Une grande partie de l'est du Canada est formée d'un socle granitique et silicique résistant, dont le calcaire a été éliminé par l'action des glaciers. La composition des sols varie. Ils sont généralement non calcaires et souvent podzoliques acides ou organiques. Ces types de socles et de sols sont très sensibles aux précipitations acides.

Au cours des deux dernières décennies, dans l'est de l'Amérique du Nord, on a vu s'abaisser la moyenne annuelle du pH des précipitations, et s'étendre considérablement les zones où le pH des précipitations est de 4,6 (Likens et coll., 1979). On a observé pendant vingt ans les effets des précipitations acides, y compris les baisses de pH et de l'alcalinité et l'augmentation de la teneur en sulfate, dans des bassins hydrographiques du sud de la Nouvelle-Écosse, éloignés des sources anthropiques (U.S. - Canada Research Consultation Group 1980).

L'accumulation graduelle de composés acides et d'autres substances en suspension dans l'air au cours de longues périodes de dépôt continu produit des effets cumulatifs sur les écosystèmes, dont l'un est la mobilisation et la disponibilité biologique accrues des éléments traces. On sait depuis longtemps que la solubilité de l'aluminium et du fer augmente avec l'acidité du milieu (Dobrsanski et Wondrausch, 1963). Il se peut que d'autres éléments traces soient modifiés de la même façon. Récemment, on a suggéré qu'en milieu de plus en plus acide le plomb et le mercure sont libérés des sédiments sous forme d'espèces méthylées par les bactéries, alors que l'arsenic et le sélénium ne réagissent pas de la même façon (Mayfield, 1980).

L'acidification des réserves d'eau potable est l'un des effets cumulatifs possibles des précipitations acides. Ses principaux effets sur la santé proviennent de la mobilisation d'éléments traces d'origine géologique ou anthrophique dans le bassin hydrographique, ou de substances dans le réseau de distribution. On a montré que l'acidification des réserves d'eau se traduisait par des concentrations toxiques de cuivre dans de l'eau du robinet laissée immobile pendant toute la nuit, dans la région des Adirondacks de l'État de New York (Législature de la province d'Ontario, 1979).

Les effets délétères possibles de l'amiante ont fait récemment l'objet d'une attention considérable. Les réseaux de distribution de l'eau comportent beaucoup d'éléments en amiante-ciment; il y a donc risque de mobilisation par l'amiante après dissolution du calcaire par les eaux acides.

On ignore si les précipitations acides qui s'introduisent continuellement dans les réserves d'eau potable des municipalités constituent un danger pour la santé au Canada. On ignore aussi quelles réserves sont les plus sensibles aux effets de l'acidification.

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a reconnu que l'utilisation inadéquate de tampons dans les réserves d'eau risque de diminuer la qualité de l'eau des municipalités. L'eau peut être acidifiée non seulement par les précipitations acides, mais aussi lors du traitement chimique d'une eau insuffisamment tamponnée avant sa distribution. Dans plusieurs municipalités ontariennes du Bouclier canadien, le traitement de l'eau comprend maintenant l'addition de carbonate de sodium (Na_2CO_3) pour régler l'alcalinité ou l'addition de chaux ($Ca(OH)_2$) pour régler le pH.

Le but du présent rapport est de décrire et d'illustrer les facteurs fondamentaux qui contribuent à la sensibilité des réserves d'eau aux effets des précipitations acides, à l'aide d'exemples précis tirés de plusieurs régions du Canada. Vu que les variations du socle rocheux et l'état de la couverture peuvent exercer des effets importants à l'échelle locale, les exemples ne seront pas nécessairement représentatifs de l'état des réserves d'eau potable dans la région considérée. Chacune des réserves d'eau doit être étudiée séparément.

Le présent rapport contient aussi un ensemble de méthodes permettant d'évaluer chaque cas. Ces méthodes font appel à des indicateurs permettant d'évaluer la sensibilité possible d'un bassin hydrographique donné vis-à-vis des précipitations acides, dont le type de socle et de couvertures, les caractéristiques du bassin hydrographique, la chimie de l'eau, ainsi que la distribution superficielle et le pH des précipitations. L'évaluation de réserves d'eau particulières à l'aide de ces méthodes fera ressortir leur sensibilité relative vis-à-vis des précipitations acides.

2. CONSIDÉRATIONS THÉORIQUES

L'expression "précipitations acides" révèle déjà la caractéristique qui présente le plus d'importance aux yeux du public. Cependant, les composés acides sont accompagnés d'une grande variété de substances inorganiques et organiques qui peuvent se déposer avec la pluie ou avec les retombées. Les précipitations acides contiennent divers métaux lourds. Un nombre considérable de données provenant d'Europe et d'Amérique du Nord font état de teneurs élevées en métaux tels que Cd, Hg, Pb, Zn, Ag, Au, Cr, Ni, Sb et V dans des sédiments lacustres prélevés récemment. On croit que ces teneurs accrues sont probablement attribuables en grande partie à la pollution de l'air causée par l'utilisation de charbon. Les substances en suspension dans l'air pénètrent dans les eaux superficielles à la fois directement par dépôt à la surface de l'eau et indirectement par dépôt à la surface du sol et par ruissellement dans un bassin hydrographique. De plus, de nombreux éléments peuvent être extraits des sols superficiels, des tills et du socle, et entrer dans les eaux de surface.

Les précipitations acides contiennent aussi divers éléments qu'on peut considérer bénéfiques, par exemple Ca, K, S, N et P, ainsi qu'un certain nombre de produits organiques. Les alcanes, les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les esters phtaliques, les éthylesters d'acides gras, ainsi que de nombreux produits chimiques industriels, pesticides et herbicides agricoles d'usage courant seront aussi déposés directement sur les eaux de surface ou y pénètreront après lessivage du sol dans le bassin hydrographique (Great Lakes Science Advisory Board, 1980).

Dans le système terrestre, toute une série de facteurs géochimiques et biochimiques complexes atténuent l'effet des précipitations acides. Dans un bassin hydrographique donné ces facteurs sont dynamiques, et on prévoit qu'ils changeront au fur et à mesure que s'épuiseront la capacité tampon et la capacité de rétention. Leur efficacité variera en fonction de la charge et de la durée de contact. Par exemple, pendant le dégel printanier, les quantités déposées avec les précipitations et les retombées au cours de l'hiver sont libérées en très peu de temps dans les eaux de ruissellement. Vu le début rapide, l'infiltration est très faible car le sol est saturé et gelé. Par conséquent, même dans une région où le pouvoir

tampon est élevé, il peut se produire un changement important du pH dans les réserves d'eau lorsque le débit printanier des substances acides est important.

À d'autres époques de l'année, selon les caractéristiques du bassin hydrographique en question, une grande partie des précipitations peut s'infiltrer dans le sol et être tamponnée, ce qui neutralise les acides et retient les métaux et les substances organiques, les empêchant ainsi de pénétrer dans les eaux de surface. Toute caractéristique d'un bassin versant qui retarde l'écoulement dans les eaux de surface et favorise l'infiltration réduira du même coup la sensibilité aux pluies acides. Ces caractéristiques comprennent 1) petite surface d'eau par rapport à la surface globale du bassin versant, 2) topographie généralement peu accidentée, 3) capacité élevée d'infiltration en surface et 4) sol, débris glaciaires ou socle de bonne épaisseur, dans lesquels l'eau s'infiltre avant de pénétrer dans les eaux de surface.

Les contaminants provenant des précipitations acides subissent une série d'interactions chimiques et biologiques qui limiteront ou favoriseront leur présence dans les réserves d'eau de surface. On a montré que de nombreux éléments traces et substances organiques forment dans la colonne d'eau des complexes avec les particules de produits organiques et inorganiques, puis précipitent sous forme de sédiments. La vitesse et l'importance de ces phénomènes dépendent de la nature des particules et des propriétés chimiques de l'eau, en particulier de son pH. La possibilité de transport des contaminants vers les sédiments est grande dans le cas d'une eau de surface dont la production en particules biologiques (phytoplancton et zooplancton) et où l'apport en limon inorganique sont élevés. Toutefois, dans une eau de pH peu élevé, ces contaminants peuvent être libérés et retournés à l'état dissous.

En général, plus un contaminant séjourne longtemps dans les eaux de surface, plus il a de chance d'être transporté vers les sédiments. Par conséquent la sensibilité aux précipitations est plus élevée à proximité de la source et elle diminue généralement vers l'aval. En outre, plus le taux naturel de productivité biologique d'une eau est élevé moins cette eau est sensible à l'acidification.

On considère généralement que l'eau provenant des nappes phréatiques est beaucoup moins sensible que les eaux de surface. Il existe cependant certaines exceptions, comme le cas où l'eau traverse un socle constitué de granite fracturé. Dans ce cas, le pouvoir tampon est faible, les temps de réactions sont courts et les surfaces de contact sont petites.

La section suivante portera sur les voies qu'utilisent les précipitations acides et les contaminants apparentés pour atteindre les réserves d'eau de surface. On n'a pas étudié ici les réactions de mobilisation des métaux traces ou de l'amiante, qui se produisent dans les réseaux de distribution. La mobilisation des métaux traces fait actuellement l'objet d'une étude effectuée dans le cadre du programme portant sur le transport à longue distance des polluants atmosphériques mis en oeuvre par le Centre canadien des eaux intérieures à Burlington (Ontario).

2.1 Acidité atmosphérique

Normalement, le pH d'une goutte de pluie est de 5,6 si elle ne contient que de l'eau pure et qu'elle est en équilibre avec les gaz atmosphériques. Cette caractéristique dépend de la quantité de dioxyde de carbone dissoute dans la gouttelette d'eau et de la formation subséquente d'ions hydrogène et d'ions bicarbonate. Si la gouttelette est contaminée par du NH_3 gazeux et de la poussière alcaline provenant du sol (carbonates et oxydes métalliques), les ions hydrogène sont repris, ce qui fait monter le pH (Liljestrand et Morgan, 1981). Par contre, si la goutte de pluie est contaminée par des oxydes de soufre et d'azote provenant d'émissions anthropiques, le pH baissera.

L'acidité de l'atmosphère est régie par la présence de faibles concentrations de deux acides forts, l'acide sulfurique (H_2SO_4) et l'acide nitrique (HNO_3). Par définition, un acide fort est un acide qui se dissocie complètement en libérant tous les ions hydrogène liés à l'anion. Dans la plupart des échantillons de pluies continentales qualifiés d'acides, la charge totale des ions hydrogène correspond presque à la charge combinée des sulfates et des nitrates. Dans les Prairies et les Maritimes, l'invasion des gouttelettes de pluie par des ions sodium, calcium ou chlorure modifie quelque peu l'équilibre des charges. Cependant,

les concentrations relatives de sulfates et de nitrates fournissent habituellement un point de départ valable pour déterminer la source générale de l'acidité.

Les concentrations de sulfates sont surtout associées aux émissions des centrales électriques et aux opérations minières ou sidérurgiques. De leur côté, les concentrations de nitrates sont associées aux émissions des centrales électriques et des moyens de transport. Les oxydes de soufre et d'azote peuvent se déplacer à des milliers de kilomètres de la source avant d'être éliminés par retombée ou par dépôt avec les précipitations. Le mode de dispersion des composés acides est fonction de la hauteur d'émission, de la granulométrie (les petites particules de moins de 1 µm, peuvent rester dans l'air pendant plusieurs jours) et des caractéristiques géographiques et météorologiques.

On trouvera à la Figure 2.1 une évaluation du pH annuel moyen des précipitations en Amérique du Nord. Si l'on considère que les précipitations acides correspondent à un pH inférieur à 5,6, elles touchent dans une certaine mesure la plus grande partie de l'est du Canada et certaines régions des provinces de l'Ouest, bien que leurs effets soient généralement limités à la côte Ouest. La nature non acide des précipitations dans les Prairies est liée à l'absence de sources importantes d'acidité et à l'action des poussières alcalines du sol. Certaines averses peuvent toutefois être plus acides que les moyennes annuelles données à la Figure 2.1.

Plusieurs systèmes météorologiques continentaux de l'est du Canada, en particulier les précipitations des fronts chauds, sont associés aux masses d'air qui ont traversé les zones urbaines industrialisées situées au sud et au sud-ouest de la frontière canado-américaine. Cette association provoque la migration des précipitations acides de l'autre côté de la frontière et contribue considérablement à l'acidité régionale. La Figure 2.2 montre le mouvement d'ensemble des masses d'air et l'intensité des principales sources situées dans l'est de l'Amérique du Nord. On prévoit que l'utilisation accrue du charbon dans les grandes plaines du nord des États-Unis aura des répercussions sur les Prairies, causées par des mouvements semblables des masses d'air.

2.2 Géologie et eaux souterraines

Normalement, les eaux de pluie non contaminées des régions tempérées sont un peu acides et leurs pH varient entre 4,5 et 6,5 (Carroll, 1970). Elles sont neutralisées en réagissant avec les substances solidifiées du socle rocheux et les solides des formations superficielles comme les débris glaciaires et les sédiments alluviaux. Les eaux de pluie rendues encore plus acides par les contaminants sont neutralisées de la même façon. Cependant, la neutralisation nécessite dans ce cas une plus grande quantité de substances. Le pouvoir de neutralisation des acides et la vitesse à laquelle ils sont neutralisés dépendent de la composition minéralogique du socle, des débris glaciaires et des produits de météorisation, de la perméabilité de ces matériaux et du régime hydrologique de la région étudiée. La section suivante portera sur les réactions de neutralisation des eaux de pluie, et sur l'influence de la non-minéralogie, de la perméabilité et de l'hydrologie.

2.2.1 Types de réactions

Deux types de réaction contribuent à la neutralisation des eaux de pluie. Il y a d'abord la réaction habituelle acide-base produisant un sel. Par exemple, la réaction d'une solution acide de H_2SO_4 avec une base, la calcite ($CaCO_3$): (1)

$$\underset{\text{(acide)}}{H_2SO_4(aq)} + \underset{\text{(base)}}{CaCO_3(c)} \longrightarrow \underset{\text{(sel)}}{CaSO_4} + H_2O(aq) + CO_2$$

Le $CaSO_4$ ainsi produit peut rester en solution sous forme de sel dissous, ou précipiter si la concentration du sel est assez élevée. La base est consommée au cours de la réaction. L'efficacité de cette dernière dépend donc de la présence et de la quantité disponible de base.

Le deuxième type ressemble à une réaction acide-base, sauf que les agents tampons sont des solides (minéraux) plutôt que des éléments dissous. Ces réactions se répartissent en deux groupes distincts: 1. les réactions de transformation minérale et 2. les réactions d'échange de cation. Il est important de les distinguer l'une de l'autre; la première est généralement très lente et la deuxième très rapide.

Voici un exemple de réaction de transformation minérale. Il s'agit de l'attaque du feldspath par une solution acide qui produit un minéral argileux (kaolinite):

(2)

$$H_2SO_4(aq) + 2NaAlSi_3O_8 + H_2O \longrightarrow Al_2Si_2O_5(OH)_4 + 4SiO_2(aq) + Na_2SO_4(aq)$$

(acide) (feldspath-la base) (minéral argileux) (sel)

Cette transformation est caractéristique des réactions qui se produisent au cours de la météorisation des roches granitiques et métamorphiques (Garrels, 1967). Il s'agit d'une réaction complexe, qu'on peut résumer par la consommation des protons et la libération d'ions métalliques dans la solution (Na^+ dans l'exemple ci-haut) en quantité directement proportionnelle à la quantité d'acide consommée. Ce type regroupe toutes les réactions de transformation minérale faisant intervenir des silicates d'alumine (Garrels et Mackenzie, 1967).

Les réactions d'échange de cation sont très différentes en ce sens qu'il n'y a ni destruction ni formation de minéraux. Il se produit plutôt des échanges d'ions à des sites spécifiques de leurs réseaux ou de leurs surfaces. L'acide déplace à ces endroits un ion métallique (M^+) et le remplace par un ion hydrogène:

(3)

$$H_2SO_4 + 2M^+R \rightleftharpoons 2H^+R + M_2SO_4(aq)$$

(acide) (échangeur) (échangeur) (sel)

R représente ici le réseau sur lequel l'échange d'ions métal-hydrogènes se produit. Les propriétés du réseau de l'échangeur ne sont pas modifiées. Même si ce type de réaction peut se produire à la surface ou à l'intérieur de n'importe quel réseau minéral, on le retrouve la plupart du temps dans des réseaux de minéraux argileux (Nesbitt et coll., 1980). La composition des minéraux attaqués par les acides détermine quels métaux seront libérés en solution pendant la neutralisation. La vitesse de ces réactions dépend aussi, dans une grande mesure, des composants minéraux. Il nous faudra donc étudier les propriétés de certains d'entre eux.

2.2.2 Minéraux courants et leurs propriétés

Voici les principaux minéraux présents dans les roches granitiques et métamorphiques:

quartz (SiO_2),

feldspath ($(K, Na)\ [AlSi_3O_8]$),

chlorite ($(Mg,Al,Fe)_{12}\ [(Si,Al)_8O_{20}]\ (OH)_{16}$),

les micas, biotite ($K_2(Mg,Fe^{2+})_{6-4}(Fe^{3+},Al,Ti)_{0-2}\ [Si_{6-5}Al_{2-3}O_{20}]\ (OH,F)_4$), et

muscovite ($K_2Al_4\ [Si_6Al_2O_{20}]\ (OH,F)_4$).

On trouve ces minéraux dans les roches sédimentaires, mais les minéraux argileux suivants sont aussi très répandus:

kaolinite ($Al_4\ [Si_4O_{10}]\ (OH)_8$),

illites ($K_{1-1.5}Al_4\ [Si_{7-6.5}Al_{1-1.5}O_{20}]\ (OH)_4$), et

montmorillonites ($(1/2Ca,Na)_{0.7}(Al,Mg,Fe)_4\ [(Si,Al)_8O_{20}]\ (OH)_4.n\ H_2O$)

Parmi les roches sédimentaires on trouve le calcaire et la dolomie. Comme minéraux, ces roches contiennent de la calcite ($CaCO_3$) et de la dolomite ($CaMg(CO_3)_2$). Le socle comprend les roches granitiques, métamorphiques et sédimentaires. Ainsi, dans les régions où le socle prédomine à la surface, tous les minéraux susmentionnés peuvent influencer les réactions de neutralisation. De la même façon, comme les débris glaciaires sont composés de roche broyée finement provenant du socle, tous les minéraux susmentionnés peuvent influencer les réactions de neutralisation dans les régions où l'on trouve d'abondants dépôts morainiques. Les profils de météorisation contiennent généralement des minéraux quartzeux et argileux. Dans les régions où la météorisation des profils est très avancée, les minéraux argileux peuvent neutraliser les acides. On étudiera maintenant les propriétés des minéraux individuels.

2.2.2.1 Quartz

Le quartz n'agit pas comme une base; par conséquent, il ne peut neutraliser des acides comme dans la réaction (1). Le quartz ne se transforme pas non plus en d'autres minéraux; il ne peut donc pas neutraliser des acides suivant la réaction (2). En plus, le quartz n'a qu'un pouvoir très faible d'échange de cation (Carroll, 1970), ce qui ne lui permet à peu près pas de neutraliser les acides par échange de cation comme dans la réaction (3). Autrement dit, il n'a pratiquement aucun pouvoir de neutralisation. Ainsi, les socles qui contiennent surtout du quartz (grès riches en quartz et roches métamorphiques) ne neutraliseront pas les acides des eaux de pluie et ne libéreront pas de métaux ni de métaux toxiques) après contact avec des eaux acides.

2.2.2.2 Feldspaths

Les feldspaths sont les minéraux les plus répandus dans l'écorce terrestre. Ils réagissent avec les acides suivant les équations (2) et (3). L'équation qui représente une simple réaction acide-base ne s'applique pas car, au fur et à mesure que le feldspath est consommé, des produits solides se forment invariablement. Le pouvoir d'échange de cations du feldspath est très faible et du même ordre que celui du quartz (Carroll, 1970). Par conséquent, les feldspaths neutralisent plutôt les eaux de pluie acides par des processus de transformation minérale (réaction 2), (Grant, 1963; Garrels, 1967; Nesbitt et coll., 1980). Les feldspaths prédominent dans les roches granitiques et métamorphiques; on prévoit qu'ils réagissent avec les eaux de pluie acides. Les débris glaciaires provenant de roches granitiques et métamorphiques (répandues dans les régions du Bouclier) peuvent contenir de grandes quantités de feldspath, alors que les roches sédimentaires en contiennent généralement peu et les profils de météorisation bien développés, pratiquement pas.

En résumé, les roches qui contiennent des quantités appréciables de feldspaths peuvent neutraliser de grandes quantités d'acide si les vitesses de réaction sont assez élevées. (Nous n'avons pas encore étudié les vitesses de réaction). La neutralisation des acides ne libère pas de grandes quantités de métaux autres que le Na^+, K^+ et Ca^{2+} tous des composés non toxiques qu'on trouve couramment dans les eaux naturelles. Comme les feldspaths ne contiennent pas beaucoup de métaux toxiques, ils ne pourront pas en libérer des quantités importantes. (Deer et coll., 1967).

2.2.2.3 Micas

Le groupe des micas comprend la biotite, la muscovite et, aux fins de la présente étude, la chlorite. Comme les feldspaths, les micas réagissent avec les acides pour donner des produits minéraux solides et des sels dissous (Garrels et Mackenzie, 1967). La neutralisation ne se fait que par des réactions de transformation minérale (réaction 2, où le mica joue le rôle de base) et par échange de cations à la surface et à l'intérieur des réseaux (réaction 3, où R représente le réseau de mica). Le pouvoir d'échange de cations des micas est moyennement élevé (Carroll, 1970) et beaucoup plus élevé que celui du quartz et des feldspaths. Par conséquent, l'échange de cations sur les micas peut constituer un processus efficace de neutralisation. Garrels et Mackenzie (1967) ont démontré que la biotite réagit avec les acides du milieu météorisé pour donner des minéraux argileux (équivalent de la réaction 2), ce qui prouve que les micas peuvent aussi neutraliser les acides par des processus de transformation minérale.

Les micas sont généralement présents en petites quantités dans les roches granitiques et sédimentaires (en particulier dans le grès). Ils peuvent constituer une proportion importante de certaines roches métamorphiques (la muscovite et la chlorite sont des micas abondants). Cependant, comme on ne les trouve qu'en petites quantités dans la plupart des roches, ils ne jouent qu'un minime rôle dans la neutralisation de grandes quantités d'acides. Par contre, ils peuvent neutraliser les acides s'ils constituent une proportion importante du socle ou des formations superficielles. Les micas peuvent incorporer des quantités importantes de métaux lourds (Deer et coll., 1967). Si la réaction de neutralisation consomme beaucoup de mica, ces métaux peuvent être libérés dans la solution.

2.2.2.4 Minéraux argileux

La composition chimique des minéraux argileux est complexe, et leurs propriétés, variées. La kaolinite, l'illite et la montmorillonite représentent trois des groupes minéraux argileux les plus abondants. Lorsqu'on fait réagir l'un de ces trois groupes avec les acides des agents d'érosion, ils produisent des composés solides comme la gibbsite ($Al(OH)_3$) et des sels dissous (Bayliss, 1967; Kronberg et coll., 1979). Comme les feldspaths et les micas, les minéraux argileux neutralisent les acides par des

réactions de transformation minérale (réaction 2, où les minéraux argileux servent de base et la gibbsite de solide) et par échange de cations (réaction 3, où R représente les minéraux argileux). Le pouvoir d'échange de cations des minéraux argileux varie; celui du groupe des montmorillonites est le plus élevé et celui du groupe des kaolinites, le plus faible (Carroll, 1970). Les montmorillonites, grâce à leur pouvoir élevé d'échange de cations, peuvent déjà neutraliser de grandes quantités d'acides. Elles peuvent aussi neutraliser les acides par des réactions de transformation minérale (analogues à la réaction 2). De tous les calcaires et minéraux dont on a parlé jusqu'à présent, la montmorillonite possède le pouvoir de neutralisation le plus élevé. Les illites ont un pouvoir d'échange de cations un peu plus faible, mais leur pouvoir de neutralisation est quand même plus élevé que celui de la plupart des minéraux. Les illites peuvent aussi neutraliser les acides par des réactions de transformation minérale. La kaolinite a un pouvoir d'échange assez faible; sa capacité à neutraliser les acides de cette façon est donc limitée. La kaolinite ne peut pas neutraliser les acides par des réactions de transformation minérale, car elle ne contient pas de cations pouvant être facilement libérés pour remplacer les ions H^+ consommés (réaction 2). L'aluminium n'est pas disponible car il donne un hydroxyde insoluble, la gibbsite ($Al(OH)_3$) (Kronberg et coll., 1979). La capacité de la montmorillonite à neutraliser les pluies acides est très élevée, celle de l'illite est un peu plus faible et celle de la kaolinite est très faible, probablement inférieure à celle du feldspath et à peu près égale à celle du quartz.

Les socles à roches-granitiques et métamorphiques contiennent peu ou pas de minéraux argileux. Parmi les roches sédimentaires, les grès quartzeux ne contiennent que de faibles quantités de minéraux argileux; les grès impurs comme les grauwackes en contiennent des quantités appréciables; et les schistes peuvent en contenir jusqu'à 70-80 pour cent (Pettijohn, 1975). Les moraines peuvent ou non contenir des quantités importantes de minéraux argileux, selon les roches ayant contribué à leur formation. Les profils de météorisation contiennent une abondance de minéraux argileux, les kaolinites étant concentrées dans la partie la plus altérée du profil, et les illites et les montmorillonites, dans la partie inférieure qui est la

moins érodée. En général, les formations superficielles (débris glaciaires, sédiments alluviaux et profils d'érosion) comportent souvent des quantités importantes de minéraux argileux. Ainsi, si ces argiles contiennent surtout des illites et des montmorillonites, elles peuvent neutraliser de grandes quantités d'acides. Par contre, si la kaolinite domine, leur pouvoir de neutralisation est faible.

Les minéraux argileux à pouvoir élevé d'échange de cations peuvent fixer des métaux de transition comme le cuivre et le zinc sur leur site d'échange (Hall, 1980). Ces métaux, peuvent alors être libérés en solution au cours de la neutralisation de l'acide, après avoir été déplacés par les H^+. Cependant, ce déplacement sera peu important, sauf si les minéraux argileux sont "contaminés" de façon inhabituelle, car ces éléments se trouvent normalement en faibles concentrations dans l'environnement. Malheureusement, les données expérimentales et les observations disponibles sont insuffisantes pour permettre de déterminer le comportement des métaux lourds pendant la neutralisation des acides par échange de cations. Par exemple, de nombreux métaux, y compris des éléments non toxiques répandus, comme le Ca^{++} et le Na^+, sont présents aux sites d'échange des minéraux argileux. Si les métaux lourds sont liés plus fortement aux sites d'échange que les cations non toxiques, la neutralisation des pluies acides provoquera la libération de Na^+ et les métaux lourds resteront fixés à la surface des argiles.

En résumé, certains minéraux argileux sont d'excellents neutralisants, alors que d'autres, comme la kaolinite, ne le sont pas. Si les pluies acides pénètrent les formations superficielles, il faut d'abord déterminer la composition minéralogique de l'argile de ces formations avant de calculer son pouvoir de neutralisation. Il existe un certain danger de pollution des cours d'eau par les métaux lourds si des argiles "contaminées" sont attaquées par des solutions acides.

2.2.2.5 Calcite

La calcite est le principal constituant minéral du calcaire et un puissant neutralisant (réaction 1). Dans les régions où les calcaires forment une grande partie du socle, le calcaire devrait neutraliser efficacement les eaux acides. Cependant, la présence des calcaires est

généralement limitée aux régions où le socle est d'origine sédimentaire, comme le sud-ouest de l'Ontario et les régions de l'ouest du Canada. Lorsque les calcaires sont présents dans le socle, on les retrouve généralement aussi dans les moraines, ce qui augmente la capacité totale du sol à neutraliser les pluies acides. Toutefois, il faudrait analyser ces débris pour déterminer la présence de calcaire qui n'est certainement pas omniprésent et pourrait bien ne pas se trouver dans ceux qui couvrent de nombreuses parties du Canada. La calcite n'abonde généralement pas dans les profils de météorisation des régions tempérées.

Elle se compose surtout d'ions Ca^{++} et ne devrait libérer des quantités importantes de cations nuisibles à l'environnement.

En résumé, la calcite et les calcaires sont des agents idéaux pour neutraliser les eaux acides. Lorsqu'elles sont présentes dans les moraines ou dans les roches du socle, les effets nuisibles des pluies acides ou des métaux libérés après la dissolution de calcite devraient être minimes.

2.2.2.6 Autres minéraux

Les autres groupes de minéraux qui peuvent revêtir une certaine importance dans les réactions de neutralisation sont les oxydes, les hydroxydes et les sulfures métalliques. La proportion en masse de ces composés dans le socle ne dépasse généralement pas deux pour cent. Ce sont aussi des constituants mineurs de la plupart des formations glaciaires, quoique les oxydes et les hydroxydes métalliques puissent former une partie importante des profils de météorisation (Carroll, 1970). La réaction des sulfures, des oxydes et des hydroxydes avec des solutions acides à la surface du sol peut être compliquée et peut faire intervenir n'importe lequel des trois types de réactions. Néanmoins, comme on les trouve normalement en petites quantités, ces minéraux jouent un rôle mineur du point de vue quantitatif dans la neutralisation des pluies acides.

On trouve généralement les sulfures dans les roches du socle et dans les moraines relativement intactes. Ils sont normalement accompagnés d'éléments tels que le Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Pb, As, Hg et d'autres métaux lourds (Deer et coll., 1967). Les oxydes, spécialement les hydroxydes, sont beaucoup plus abondants dans les produits de météorisation. Les hydroxydes, qu'on trouve dans les roches altérées du socle et les débris

glaciaires effrités ainsi que dans les profils de météorisation, se présentent d'habitude sous forme de particules fines et de colloïdes (Jackson, 1964), et possèdent donc un rapport élevé surface/masse. Les grandes surfaces favorisent l'adsorption de métaux de transition et de métaux lourds (échange de cations). Dans des conditions normales de pH, les hydroxydes peuvent adsorber ces métaux de la solution. En fait, la plus grande partie de ces éléments peut se trouver sur les oxydes et les hydroxydes du sol (Jenne, 1968). Lorsque les groupes de minéraux entrent en contact avec les solutions acides, ils libèrent ces métaux dans la solution (Murray et coll., 1968). La neutralisation se fait probablement par des processus ressemblant aux réactions (2) et (3), bien que certains hydroxydes se dissoudront suivant la réaction (1).

En résumé, les sulfures, les oxydes et les hydroxydes sont présents en petites quantités dans la plupart des socles rocheux et des formations superficielles. Ils ont donc un effet de neutralisation limité. Les minéraux contiennent des métaux de transition sous forme d'ions, à l'intérieur de leur réseau ou adsorbés sur leur surface. Au contact de solutions acides, ces métaux seront libérés. Il est difficile de prévoir le devenir des ions métalliques une fois libérés des minéraux. Les ions peuvent être immédiatement éliminés des eaux par échange et se fixer par exemple sur des minéraux argileux ou des substances organiques, ce qui maintient leur concentration à un faible niveau dans la solution. D'autre part, ils peuvent aussi rester en solution et présenter ainsi des dangers pour l'environnement à cause de leur mobilité et de leur disponibilité accrues. On comprend mal le comportement de la plupart des métaux de transition à cause de la complexité de l'environnement naturel.

2.2.3 Vitesses de réaction

Dans les sections précédentes, on a étudié les propriétés des minéraux, les réactions de neutralisation et le type d'ions libérés en solution. La vitesse des réactions revêt aussi une très grande importance. En effet, envisageons le cas d'un minéral ayant la capacité de neutraliser les acides (par exemple, une base très forte) mais très lentement; ainsi, aux périodes d'apport élevé en acide, ce minéral n'en neutralisera qu'une quantité infime. La vitesse de véritables réactions acide/base (réaction 1)

est généralement déterminée par la vitesse de dissolution du solide et peut s'étendre sur des secondes ou des jours. La calcite du calcaire, par exemple, se dissout rapidement, alors que d'autres minéraux comme les hydroxydes de fer et de manganèse peuvent se dissoudre plus lentement.

Les réactions de transformation minérale (réaction 2) se font généralement beaucoup plus lentement, car l'organisation des réseaux cristallins des minéraux produits demande du temps. Les réactions s'étendent généralement sur des jours, des années ou même des milliers d'années.

Les réactions d'échange de cations (réaction 3) sont généralement très rapides, et se terminent souvent en quelques secondes ou en quelques minutes (Burque et coll., 1980). De grandes quantités d'eaux acides peuvent être neutralisées rapidement par ces réactions. Les réactions d'échange de cations, spécialement sur des minéraux à pouvoir d'échange élevé, et les réactions de dissolution de la calcite (réaction acide/base) sont probablement les plus importantes en raison de leur rapidité et des grandes quantités d'acide qu'elles permettent de neutraliser. Les minéraux argileux libéreront rapidement des métaux de transition dans les eaux pendant la neutralisation.

2.2.4 Durées de contact et perméabilités

Les roches granitiques et métamorphiques sont imperméables sauf le long des fissures. L'eau de pluie qui ne pénètre pas dans ces fissures s'écoule en surface vers les cours d'eau et les lacs. Auquel cas, la surface qui entre en contact et qui réagit avec les pluies acides est faible. De plus, même si l'eau migre profondément dans les fissures, elle peut ne pas réagir avec les roches si les surfaces sont déjà altérées, les constituants alcalins des roches ayant été dissous ou neutralisés par de grandes quantités d'eau de pluie normale (légèrement acide). Dans ce cas, même les roches contenant des minéraux à pouvoir élevé de neutralisation (feldspaths, micas, minéraux argileux et calcites) peuvent être inefficaces simplement car elles n'entrent pas en contact avec les solutions. Ce problème est particulièrement grave dans les régions du Bouclier précambrien où l'on trouve des socles imperméables et peu, sinon aucune formation superficielle (moraine et profils de météorisation).

En général, les roches sédimentaires donnent des temps de contact plus longs et présentent une perméabilité plus élevée, car ces dernières sont plus poreuses. Des surfaces beaucoup plus grandes sont donc disponibles pour neutraliser les eaux de pluie acides.

Les débris glaciaires, qui recouvrent une grande partie du Canada, sont hétérogènes. Cependant, ils présentent aussi des zones perméables qui permettent aux eaux de pluie et de surface de percoler. Cette couverture glaciaire très épaisse peut ainsi neutraliser les eaux acides. Les métaux de transition libérés dans les eaux pendant la neutralisation peuvent rester en solution ou être alors échangés (ou adsorbés) sur d'autres surfaces. Là encore, le comportement des métaux de transition dans les environnements naturels complexes est mal connu.

Les profils de météorisation sont généralement poreux et perméables. La littérature renseigne dans une certaine mesure sur le comportement des ions métalliques dans ces profils (Nesbitt, 1979; Kronbert et coll., 1979; Nesbitt et coll., 1980). Au fur et à mesure que les eaux acides migrent à travers les profils du sol, les ions métalliques sont extraits des minéraux du sol par les eaux souterraines acides. Les métaux sont transportés des parties supérieures des profils vers les parties qui contiennent des minéraux à pouvoir de neutralisation élevé comme les montmorillonites et les illites. Une fois les eaux acides neutralisées, les métaux ainsi transportés vont de nouveau se fixer sur les montmorillonites et les illites (Nesbitt, 1979; Duddy, 1980). L'apport continu en eaux acides finit par épuiser les pouvoirs de neutralisation des montmorillonites et des illites. Ainsi, les métaux qui étaient antérieurement échangés sur les argiles sont extraits par les eaux acides, transportés plus loin et déposés là où les propriétés alcalines des minéraux pourront encore être exploitées.

2.2.5 Résumé

Les minéraux argileux comme les montmorillonites et les illites possèdent un pouvoir de neutralisation assez élevé. Ils neutralisent les acides par des réactions de transformation minérale (réaction 2) et des réactions d'échange de cations (réaction 3). L'échange de cations sur les argiles leur permet de neutraliser rapidement les eaux acides. Ces mêmes

minéraux argileux fixent toutefois les ions des métaux de transition qui peuvent être libérés en solution pendant la neutralisation.

La calcite possède un pouvoir élevé de neutralisation et réagit rapidement. De plus, elle ne contient que de faibles quantités de métaux de transition. Les régions où l'on trouve ces minéraux dans le socle rocheux ou dans les formations superficielles épaisses (produits de la glaciation et de la météorisation) devraient présenter un pouvoir tampon élevé.

Les feldspaths, bien qu'ils aient un pouvoir de neutralisation élevé, réagissent lentement par transformation minérale. Ils confèrent un pouvoir tampon à long terme (à effet prolongé) alors que celui des argiles ne dure pas.

Le quartz et la kaolinite ne présentent pas de pouvoir tampon important.

Les régions du Bouclier précambrien, qui présentent des zones étendues de quartz et de feldspaths ne contenant pratiquement pas de formation glaciaire ou de profil de météorisation, sont insuffisamment tamponnées et très sensibles aux effets des précipitations acides. Les zones qui présentent des formations superficielles épaisses et des roches-mères (socle) contenant des carbonates ou des schistes argileux sont beaucoup moins sensibles. Il est nécessaire de connaître l'hydrologie des eaux souterraines et la minéralogie et la perméabilité des constituants d'un bassin hydrographique pour déterminer sa sensibilité à l'acidification, bien que les interactions entre ces paramètres soient complexes et qu'elles n'aient pas été décrites de façon quantitative.

2.3 Réseaux d'eaux de surface

2.3.1 Écosystème terrestre

L'écosystème terrestre influence la chimie des précipitations au fur et à mesure que celles-ci le traversent, avant de se transformer en eaux de ruissellement ou en eaux souterraines. La Figure 2.3 illustre les principaux mécanismes de transport de l'eau dans le bassin hydrographique d'un lac. Ces mécanismes comprennent le transport des eaux souterraines dans le recouvrement poreux et les fissures de la roche-mère, directement

vers un lac ou un cours d'eau, le ruissellement à la surface et la fonte des neiges. Dans la section précédente, on a décrit les principales propriétés des eaux souterraines et l'interaction de celles-ci avec les sols apparentés et la roche-mère. On étudiera ici l'influence du bassin hydrographique sur le taux de décharge souterraine et sur la fonte des neiges. Dans la présente section, on expose trois approches générales en vue d'analyser la sensibilité des bassins hydrographiques à l'acidification. Ce sont l'utilisation de cartes, l'analyse hydrographique et l'étude du bilan des substances de l'écosystème d'un bassin hydrographique. On peut aussi employer des méthodes plus détaillées (y compris la topographie), qu'on considère ici comme des perfectionnements à l'approche générale.

2.3.1.1 Sensibilité prévue à partir de cartes géologiques

À partir de la composition géologique du socle radieux, Galloway et Cowling (1978) ont cartographié les régions d'Amérique du Nord qui pourraient être sensibles aux précipitations acides (voir Figure 2.4). Les zones foncées indiquent que les socles rocheux sont composés de roche ignée ou métamorphique, alors que les zones claires signalent des roches calcaires ou sédimentaires. Les roches-mères ignées ou métamorphiques s'érodent lentement; on prévoit donc pour les lacs de ces zones une faible alcalinité et un pouvoir tampon peu élevé. Galloway et Cowling ont vérifié cette prévision en rassemblant des données sur l'alcalinité; les lacs des régions dont la roche-mère était ignée ou métamorphique présentaient en effet une faible alcalinité.

Il faut utiliser ces cartes avec prudence. Même si elles constituent un bon indicateur des sensibilités régionales, il y a des exceptions. Par exemple, des lacs comme le lac des Bois et ses baies, situés sur des roches surtout granitiques, ont une alcalinité moyenne. Selon Glass et Loucks (1980), il existe au Maine des zones dont la roche-mère est granitique (ce qui suggère un pouvoir tampon peu élevé) et où les lacs ne se sont pas acidifiés même si le pH des précipitations qu'ils ont reçues était en moyenne de 4,3. On croit qu'il n'y a pas eu acidification car les bassins versants qui alimentent ces lacs contiennent des tills calcaires et des argiles marines. Pour classer les régions par sensibilité aux précipitations acides, on doit donc tenir compte des pouvoirs tampons

potentiels des mélanges rocheux, des types de sol recouvrant les formations rocheuses et des modifications causées par l'écosystème terrestre. Récemment, Coker et Shilts (1979) et Shilts (1981) ont étudié cet aspect dans leurs discussions portant sur la dispersion glaciaire des minéraux calcaires et carbonatés ainsi que sur ses conséquences sur la sensibilité des régions aux précipitations acides.

2.3.1.2 Sensibilité obtenue par des hydrogrammes

Comme l'illustre la Figure 2.3, une partie de l'eau provient du ruissellement et l'autre, de l'écoulement souterrain. Pendant les orages, le débit monte rapidement pour diminuer par la suite. La courbe de ces variations s'appelle un hydrogramme. À la Figure 2.5, on présente un hydrogramme et deux chimiogrammes; le chimiogramme illustre la concentration d'une substance dans un cours d'eau pendant l'intervalle de temps correspondant à l'hydrogramme. On montre deux chimiogrammes, celui d'une substance soluble et celui d'une substance en suspension. Seule la courbe s'appliquant à la substance soluble sera étudiée en détail.

Comme on le voit à la Figure 2.5(a), il existe des techniques hydrologiques qui permettent de séparer la composante de l'hydrogramme correspondant au débit d'eaux souterraines de la composante représentant le ruissellement. On les appelle "techniques de séparation du débit de base". À l'aide de traceurs chimiques, on a montré que dans certains cas les techniques de séparation du débit de base sous-estiment la composante d'écoulement souterrain. Ce phénomène s'explique par les précipitations qui s'infiltrent dans les tills superficiels et frappent les eaux souterraines d'une onde de gravité. La quantité d'eaux souterraines évacuées est alors plus importante que le débit normal donné par la courbe inférieure. L'application aveugle de telles techniques est donc discutable et on propose une autre méthode de séparation à la Figure 2.5(a). Néanmoins, à partir d'un grand nombre d'hydrogrammes, on peut effectuer assez rapidement une séparation du débit de base, mais il faut se procurer les mesures du débit auprès de la Division des relevés hydrologiques du Canada. En utilisant un grand nombre d'hydrogrammes, on peut déterminer l'effet de la quantité et de l'intensité des précipitations et de leur variation avec la période de l'année (dégel printanier ou orage en été) sur les voies d'écoulement dans un bassin hydrographique.

La courbe de la Figure 2.5(b) pourrait représenter la concentration du calcium ou l'alcalinité. La première partie donne la concentration de fond attribuable à l'écoulement souterrain, ou la solubilisation nette des substances, due à toutes les eaux souterraines. La ligne continue correspond à l'effet de dilution de ces eaux souterraines avec les eaux de pluie si l'on suppose que toutes les eaux de ruissellement traversent le bassin hydrographique sans prélever d'autres substances. La ligne du bas représente le bilan de masse global de l'élément dans les eaux souterraines et les eaux de pluie. La ligne pointillée correspond à la valeur donnée par le chimiogramme. La différence entre la ligne pointillée et la ligne continue représente la quantité de substances prélevées par les eaux de ruissellement.

Les Figures 2.5(d)i et ii représentent les chimiogrammes des ions hydrogène et du pH (les Figures 2.14 et 2.15 représentent respectivement deux chimiogrammes réels correspondant à la fonte printanière et à un orage d'été). Le diagramme donnant la concentration en ions hydrogène est à l'inverse de celui du calcium ou de l'alcalinité de la Figure 2.5(b), alors que celui du pH est semblable. La concentration des ions hydrogène s'explique par le fait que les eaux de pluie acides ne pénètrent pas dans le courant des eaux souterraines, mais chargent plutôt le courant d'une concentration d'ions hydrogène supérieure à celle des eaux souterraines. La différence entre les lignes continue et pointillée représente la quantité d'H^+ adsorbée par les sols superficiels.

L'analyse d'un grand nombre de chimiogrammes permet d'estimer la quantité de substances recueillies par le bassin hydrographique (H^+) ou par les eaux de pluie en fonction du temps de séjour dans l'eau superficielle ou souterraine. Si l'on connaît en plus la capacité de neutralisation totale correspondant aux deux modes de transport, on peut alors prévoir non seulement la sensibilité du bassin hydrographique à l'acidification, mais aussi la vitesse à laquelle la capacité de neutralisation du bassin hydrographique sera épuisée.

Voici un aperçu de cette méthode. Il est d'abord essentiel de connaître la proportion hivernale et printanière du débit annuel du bassin hydrographique, pendant que le sol gelé empêche l'infiltration souterraine

des eaux. À cette époque, le bassin hydrographique influera peu sur l'adsorption de l'acidité. Dans certains types de bassins hydrographiques, cet effet sera nul; en effet, les bassins hydrographiques fortement inclinés et non boisés ne modifieront pas du tout l'acidité des eaux de pluie pendant ces périodes. L'acidité de la neige ne sera adsorbée par les roches de recouvrement que si elle est importante. Il faut aussi connaître le pourcentage de pluie atteignant le lac par ruissellement superficiel et par écoulement souterrain. Enfin, il faut connaître la quantité d'acide neutralisée par chaque mode d'écoulement ainsi que le taux d'épuisement du pouvoir de neutralisation du bassin hydrographique. Ce paramètre est fonction du pouvoir d'échange de cations et des autres mécanismes d'adsorption de l'acidité, du temps de séjour de l'eau dans les différents réseaux souterrains et du temps nécessaire aux réactions d'adsorption-désorption.

2.3.1.3 Sensibilité obtenue à partir de l'analyse des cycles des bassins hydrographiques et des bilans de masse

Une autre approche permettant de déterminer la sensibilité des bassins hydrographiques est basée sur les cycles et les bilans de masse des bassins hydrographiques. Ce sont, pour le moment, des outils de recherche qui nécessitent une analyse hydrologique assez détaillée et des mesures précises des apports et des pertes globales. Comme elles évoluent rapidement, ces techniques seront probablement employées couramment pour la gestion de bassins versants d'ici cinq ans. De plus, elles décrivent tout le processus d'atténuation qui se produit dans un bassin hydrographique en raison de la météorisation et des cycles de l'écosystème terrestre. On les a présentées ici pour fournir une perspective conceptuelle et une description qualitative du type de moyens de gestion qui seront disponibles dans un avenir rapproché.

Les réactions de météorisation favorisent l'adsorption d'acidité et la mobilisation des métaux présents dans le bassin hydrographique. La Figure 2.6 illustre la météorisation d'un bassin hydrographique. On voit que l'acide réagit avec des minéraux, comme les silicates primaires, pour former des minéraux secondaires et libérer des cations alcalins. Les cycles internes de l'écosystème terrestre amplifient ce phénomène. Ces processus permettent d'utiliser le bilan apport-perte des bassins hydrographiques.

Le Tableau 2.1 donne en exemple le bilan de douze éléments pour le Hubbard Brook situé dans les Appalaches (New Hampshire). Ce bassin hydrographique, qui reçoit relativement beaucoup de précipitations, est l'un des plus étudiés en Amérique du Nord. Le terrain est assez abrupt et recouvert d'une forêt de conifères et de feuillus dont on estime l'âge à 55 ans en moyenne depuis la dernière coupe. Il y a pour le moment accumulation de biomasse dans la forêt de cet écosystème.

Tableau 2.1 Résumé des bilans annuels d'apport-perte relatifs à des écosystèmes boisés non exploités de Hubbard Brook[a]*

Élément	Apport kg/ha.an	Perte kg/ha.an	Gain net (+) ou perte nette (-) kg/ha.an
Si	-	23,8	-23,8
Ca	2,2	13,9	-11,7
Na	1,6	7,5	-5,9
Al	-	3,4	-3,4
Mg	0,6	3,3	-2,7
K	0,9	2,4	-1,5
C organique	1484[b]	12,3	+1472
N	20,7	4,0	+16,7
Cl	6,2	4,6	+1,6
S	18,8	17,6	+1,2
H	0,96[c]	0,10[c]	+0,86
P	0,036	0,019	+0,017

(a) Les valeurs de l'apport en C organique, N et S comprennent l'ensemble des précipitations, des dépôts d'aérosol et de l'absorption nette par les gaz; toutes les autres valeurs ne tiennent compte que de l'ensemble des précipitations. Les valeurs des pertes représentent à la fois les substances dissoutes et les particules en suspension dans l'eau.

(b) Comprend l'accroissement de la biomasse de l'écosystème (adsorption nette de CO_2 gazeux par l'écosystème) évaluée pour la période 1961 - 1965 (Whittaker et coll., 1974); les valeurs de pertes ne comprennent donc pas les pertes de CO_2 par respiration.

(c) Sous forme dissoute seulement.

* Tiré de Likens et coll. (1977)

En gros, la composition ionique de l'eau qui pénètre dans l'écosystème est une combinaison d'acides tels que le H_2SO_4, le HNO_3 et le HCl. Par contre, l'eau quittant le système est caractérisée par des sels neutres comme le $CaSO_4$, le Na_2SO_4, le $Mg(NO_3)_2$, et dans une moindre mesure par des chlorures et des bicarbonates. Pour déterminer la vitesse de la météorisation chimique on peut utiliser comme paramètre "la vitesse à laquelle les cations sont éliminés du système". Les pertes se font principalement par les cours d'eau de surface; les pertes par voie souterraine sont minimales, car la roche-mère est surtout composée de roches sédimentaires très métamorphisées (schistes argileux et grès) et de roches granitiques. Les sols superficiels ont une épaisseur de 0,5 m ou moins; ils sont composés d'une couche organique et de podzols bien drainés présentant la granulométrie d'un lehm sableux. Les sols inorganiques proviennent de l'érosion glaciaire et de la météorisation des roches-mères métamorphiques. La grande porosité du sol ainsi que l'irrégularité de la topographie régionale (creux et buttes formés par les arbres arrachés par le vent) permettent à la plus grande partie des précipitations de s'infiltrer. Il y a peu de ruissellement. L'eau quitte le bassin hydrographique par les cours d'eau superficiels et non par les réseaux souterrains en raison de l'imperméabilité du socle sous-jacent. Ainsi, l'eau qui arrive surtout sous forme de pluie s'infiltre pour se transformer en eaux souterraines, revient dans le réseau superficiel, puis sort du bassin hydrographique.

Le bilan apport/perte (pluie/écoulement par les cours d'eau) montre qu'un apport acide net (H^+) de 0,86 kg/ha-an (0,86 kilomole/ha-an; 0,86 kiloéquivalent/ha-an) provoque une libération nette de cations de 49 kg/ha-an (1,7 kilomole/ha-an; 4,9 kiloéquivalents/ha-an). L'accumulation de chlorures et de sulfates est à peu près nulle (différence inférieure à la marge d'erreur de mesure); autrement dit, les chlorures et les sulfates qui pénètrent le bassin hydrographique le quittent par la suite. Les principaux éléments nutritifs (carbone, phosphore et nitrate) s'accumulent dans l'écosystème. D'après le bilan, les sulfates ou les nitrates ne peuvent servir d'indicateurs de l'acidité (H^+) des bassins hydrographiques. Par contre, dans le cas des eaux atmosphériques, les sulfates et les nitrates permettent d'évaluer la teneur en H^+ de nombreuses averses. Ces chiffres montrent qu'il y a, dans le cas d'un tel bassin

hydrographique, dégagement important de cations, mais faible libération d'anions et de substances bicarbonatées. Par conséquent, même si ces bassins hydrographiques neutralisent et absorbent la plus grande partie de l'apport en acidité, les eaux de leurs lacs sont sensibles à l'acidification à cause des apports directs en acide provenant de l'atmosphère et de l'extrême lenteur de libération (ou de l'absence totale) de substances alcalines provenant du bassin hydrographique et déversées dans le lac.

Les chiffres d'apport/perte ne représentent pas en soi des cycles internes réels. Les cycles du calcium et du sulfate sont illustrés aux Figures 2.7 et 2.8 respectivement (Likens et coll., 1977). Des cycles semblables ne sont pas disponibles pour l'H^+; on décrit plutôt cinq importants "puits" entre lesquels circulent les éléments: la biomasse épigée, la biomasse souterraine, le tapis forestier (bois mort, litière et couches organiques supérieures du sol), le sol et les roches minéraux et les éléments disponibles (estimés à partir de la profondeur du sol, de la densité et de l'analyse des éléments). On a supposé arbitrairement que la profondeur du sol minéral était de 0,45 cm; il semble d'ailleurs que ce soit dans cette couche que se produisent les plus importants processus de transformation du sol. D'après la composition de la roche on peut prévoir sa profondeur; on connaît la composition minérale de la roche et, selon les mesures, 1500 kg de roches sont altérées chaque année dans le bassin hydrographique.

Globalement, la quantité de calcium ou de soufre qui circule entre les principaux puits est plus importante que la quantité provenant de l'atmosphère ou rejetée par celle-ci. Par exemple, ces quantités sont de 51 et 27 kg/ha-an pour le Ca et le S si l'on tient compte des pertes de biomasses épigées et souterraines au profit du tapis et du sol de la forêt. Ces valeurs représentent respectivement 3,7 fois et 1,5 fois la perte hydrologique. D'après ces chiffres, l'écosystème terrestre provoque donc des déplacements internes plus importants que les échanges avec l'extérieur. Une partie est éliminée par perte, et les pertes sont compensées par des sources internes due à la météorisation de la roche-mère et à des apports atmosphériques.

Le cycle du soufre illustre le problème qui se présente lorsqu'on essaie d'utiliser la teneur en soufre comme indice de l'acidification d'un lac. Dans le cas de deux lacs suédois, on a établi une corrélation entre la charge cumulée des sulfates d'origine atmosphérique qui pénètre dans un lac et le pH qui en résulte. D'après les résultats donnés à la Figure 2.9, le pH du lac baisse rapidement une fois que le seuil a été atteint. De plus, après ce point, le pH peut présenter de grandes variations en réponse à des additions isolées. Certains chercheurs ont tenté d'expliquer à l'aide de ce type de courbes, la sensibilité du lac à partir de sa charge en sulfates. Ces courbes sont utiles lorsque le pouvoir tampon est connu, lorsque le bassin hydrographique n'extrait pas beaucoup d'H^+ des eaux de pluie, ou lorsque la plus grande partie du bilan hydrologique du lac est composée de précipitations directes. Cette approche ne convient pas pour déterminer la sensibilité d'un lac si le bassin hydrographique absorbe beaucoup de substances acides mais pas les sulfates.

On trouvera dans NRCC 1981 une description des bassins hydrographiques du Canada ayant fait l'objet d'une étude moins approfondie et sur lesquels on recueille actuellement des données.

2.3.2 Chimie des eaux lacustres

La chimie des eaux lacustres et des cours d'eau peut être considérée comme un titrage chimique à grande échelle, avec un point final. Au fur et à mesure que la pluie tombe dans le bassin hydrographique, les substances acides qu'elle contient sont neutralisées à divers degrés par l'écosystème terrestre et les composants géologiques (principalement par altération chimique et échange d'ions); la quantité neutralisée dépend du mode d'écoulement de l'eau (écoulement superficiel ou souterrain). Dès que l'eau pénètre dans un lac, les substances contenues par les divers courants et les précipitations directes se mêlent. Le mélange subit les processus internes du lac pour donner les nouvelles substances observées. Globalement, on prévoit que l'acidité des affluents, des précipitations et des eaux souterraines constitue le facteur qui influe le plus sur l'acidité du lac, tandis que ses mécanismes internes d'autocompensation revêtent une importance secondaire.

2.3.2.1 Caractéristiques de sensibilité prévues par la chimie des eaux lacustres

Pour étudier la sensibilité d'un lac aux précipitations acides, il y a lieu d'examiner l'ensemble bassin hydrographique-lac plutôt que s'en tenir au lac seulement. Toutefois, l'analyse de la chimie de l'eau permet de formuler des observations préalables sur la sensibilité du lac aux précipitations acides.

On a élaboré trois approches, non réciproquement exclusives, pour déterminer la sensibilité à partir d'analyses des eaux du lac ou du cours d'eau. Ce sont: (1) les indices de saturation en carbonate de calcium, (2) les relations entre l'alcalinité, la conductivité et le pH, et enfin (3) les courbes de neutralisation de l'alcalinité. Ces caractéristiques représentent une continuité allant de relations très générales s'appliquant à de nombreux lacs et des relations très précises ne s'appliquant qu'à un seul lac.

On exprime généralement les relations de saturation en carbonate de calcium en termes d'indices. Trois indices particuliers s'appliquent à l'eau potable: l'indice de Langelier (LI), l'indice de saturation en calcite (ISC) et l'indice ASTM 500. Le LI a été mis au point vers le milieu des années 1930 par le professeur W.F. Langelier, professeur de génie sanitaire à l'Université de Californie à Berkeley, pour servir d'indice du potentiel d'entartrage des canalisations des réseaux de distribution, des usines d'épuration et des systèmes de refroidissement de l'eau (Langelier 1936, 1946). Voici sa définition:

$$LI = pH - pH_S \qquad (1)$$

où pH représente le pH mesuré et pH_S est le pH auquel la calcite ($CaCO_3(S)$) commencera à précipiter aux concentrations données de calcium et de carbonate. Dans le cas de forces ioniques très faibles (caractéristiques de nombreuses eaux douces) et à 25°C, le pH_S s'exprime de la façon suivante:

$$pH_S = 11{,}26 - \log_{10}\left[Ca^{2+}\right] - \log_{10}\left[ALC\right] \qquad (2)$$

où $[Ca^{2+}]$ représente la concentration de calcium en mg de Ca/L et $[ALC]$ la concentration des substances alcalines en mg de $CaCO_3$/L.

L'eau est à l'équilibre lorsque LI est égal à zéro, sursaturée (il y a alors entartrage) lorsque LI est positif et sous-saturée (corrosive ou caustique) lorsque LI est négatif. On utilise couramment cet indice pour déterminer le potentiel d'entartrage/corrosion dans le domaine de la distribution des eaux en milieu urbain.

Le professeur J.R. Kramer, professeur de géologie à l'Université McMaster (Kramer, 1977) a mis au point l'ISC pour examiner les caractéristiques de saturation des eaux lacustres. Voici sa définition:

$$ISC = PI - pK_s \qquad (3)$$

$$PI = pK_2 - 2 \log_{10} ALC - pH + 4,6$$

$$pK_2 = 10,618 - 0,015\ T$$

$$pK_s = 8,02 + 0,0128\ T$$

Ici, Pi est la production d'ions $[Ca^{2+}]$ et $[CO_3^{2-}]$, pK_s représente le produit de solubilité du Ca^{2+} et du CO_3^{2-}, pK_2 est la deuxième constante d'ionisation de l'acide carbonique ($K_2 = [CO_3^{2-}][H^+]/[HCO_3^-]$, et $pK_2 = \log_{10} K_2$) et T représente la température de l'eau. L'ISC compare la production ionique de $[Ca^{2+}][CO_3^{2-}]$ à la valeur de son produit de solubilité (la concentration de $[Ca^{2+}]$ et $[CO_3^{2-}]$, nécessaire pour tout juste provoquer la précipitation de la calcite). Si l'ISC est négatif l'eau est sursaturée et lorsque l'ISC est positif elle est sous-saturée.

L'indice ASTM 500 (mis au point par l'American Society for Testing and Materials) est défini comme suit:

$$pH + \log_{10} (\text{alcalinité totale} \times \text{dureté en calcium})$$

où l'alcalinité totale et la dureté en calcium sont exprimées en mg de $CaCO_3$/L.

La Direction de la lutte contre la pollution du ministère de l'Environnement de l'Ontario utilise cet indice pour décrire les propriétés corrosives de l'eau. L'eau est très corrosive lorsque l'indice est inférieur à 10, elle l'est moyennement lorsque l'indice est compris entre 10 et 12 et pas du tout lorsque l'indice est supérieur à 12.

Ces trois indices expriment des relations semblables bien qu'ils s'appliquent à des entités différentes. Ils n'expriment pas directement la sensibilité des lacs aux précipitations acides, mais on peut probablement étendre le concept de "corrosion" afin qu'il englobe le concept de sensibilité.

Dans une étude générale des indices ASTM 500 de l'eau des réseaux de distribution des municipalités ontariennes, fournie par le ministère de l'Environnement de l'Ontario, on a observé que les eaux du Bouclier canadien présentent généralement des indices inférieurs à 12 et souvent inférieurs à 10, alors que les eaux urbaines provenant de sources suffisamment tamponnées présentent des indices plus élevés.

À l'aide de l'ISC, Kramer (1977, 1978, 1979) a cartographié le nord et l'est de l'Ontario en se fondant sur de nombreux échantillons de cours d'eau (Figure 2.10). Lorsque l'ISC est inférieur à un, le terrain est très stable et ne risque nullement d'être modifié; lorsque l'ISC est compris entre un et deux, le terrain peut être modifié; lorsqu'il est compris entre deux et trois, le terrain peut probablement être modifié; enfin, lorsqu'il est supérieur à trois, le terrain peut effectivement être modifié. On peut voir à la Figure 2.10 que le terrain de plusieurs régions risque d'être modifié.

Cette étude comporte certaines limites: Kramer ne précise pas la fréquence de prélèvement, en effet; il faut prélever plusieurs échantillons au cours d'une année pour obtenir une valeur intégrée de l'ISC, sans compter que cet indice varie quelque peu d'année en année, selon l'importance et l'intensité des précipitations et selon les diverses voies d'écoulement vers les cours d'eau et les lacs (eaux souterraines, eaux superficielles, couverture nivale).

Les corrélations établies entre le pH, l'alcalinité et la conductance spécifique de l'eau d'un lac ou d'un cours d'eau reflètent la similarité des mécanismes régissant le pH des eaux se déversant dans ce lac. Kramer (1977) et Zimmerman et Harvey (1979) présentent des diagrammes de dispersion représentant les diverses relations. Le diagramme de Kramer présentant la relation entre l'alcalinité et le pH est donné à la Figure 2.11. À partir de calculs montrant que les eaux lacustres sont sensibles à l'acidification à certains types d'alcalinité, il les a classées en trois

groupes. D'après cette classification, les lacs en contact avec le $CaCO_3$ auront un pH élevé (8), présenteront une forte alcalinité (100 mg de $CaCO_3$/L) et ne seront pas modifiés par les précipitations atmosphériques mais seulement par une contamination superficielle très importante. Les lacs qui ne sont pas en contact avec le $CaCO_3$ auront un pH (6,5) et une alcalinité (25 mg de $CaCO_3$/L) plus faibles et leurs propriétés seront rapidement modifiées par les apports d'origine atmosphérique et terrestre. Les lacs où les apports sont influencés spécialement par une lithologie souterraine contenant de la calcite seraient assez bien représentés par un simple modèle de dilution $CaCO_3$-H_2O. La ligne de saturation donnée à la Figure 2.11 représente les eaux qui ont été en contact avec le $CaCO_3$ et qui ont dissous les minéraux de calcite à divers degrés. Les valeurs faibles de l'alcalinité et du pH longeant cette ligne correspondent au cas des lacs dont les apports traversent des roches non calcaires. Les points qui s'éloignent de cette ligne s'expliquent par l'équilibre avec divers autres minéraux (par exemple, silicate d'alumine ou minéraux argileux), les réactions de météorisation et les charges atmosphériques.

Pour vérifier le modèle simple de dilution du $CaCO_3$, on suppose que la conductance spécifique est déterminée par le système Ca^{++} - HCO_3^-. A partir de cette hypothèse, on obtient théoriquement la relation suivante:

$$ALC = (-0,011 + 0,00909\ J) \times 50 \qquad (4)$$

où J représente la conductance spécifique (umho/cm, 25°C) et où l'alcalinité est exprimée en mg de $CaCO_3$/L. D'après une comparaison entre les observations effectuées sur divers lacs et l'équation théorique (Figure 2.12), la relation s'applique bien à de nombreux lacs de la région de Sudbury et du nord de l'Ontario. Les points qui s'en écartent (coin inférieur du graphique) s'expliquent par d'autres facteurs (autres minéraux, charge atmosphérique) sur cette relation. Ce sont les mêmes lacs (Figure 2.11) dont l'alcalinité, attribuable au carbonate, approche zéro et dont l'alcalinité résiduelle est de 5 mg de $CaCO_3$/L (0,1 méq/L). Cette alcalinité résiduelle peut provenir de substances qui se comportent comme des acides faibles et qui présentent une constante de dissociation (pK) comprise entre 4 et 6, par exemple particules en suspension (oxyde de

de Fe et de Mn, minéraux argileux), ammoniac et acides organiques. Elle peut aussi provenir de réactions d'adsorption entre les ions H^+ et la matière en suspension.

Il existe une méthode encore plus précise servant à déterminer le système régissant le pH et la sensibilité des eaux à l'acidification. Il s'agit d'un titrage par l'acide sous une atmosphère de N_2 (pour isoler du CO_2 atmosphérique) qu'on combine à la méthode de Gran pour savoir si le bicarbonate détermine l'alcalinité ou si une autre substance joue un rôle important (voir Annexe A pour plus de détails).

La Figure 2.13 (Zimmerman et Harvey, 1979) représente les courbes de neutralisation de l'alcalinité d'un lac d'eau douce et d'un lac d'eau dure. La pente de chaque courbe correspond au pouvoir tampon à un pH donné. La pente relative représente la capacité des deux types d'eau à résister à l'acidification et constitue par conséquent un indice de la capacité relative des deux bassins hydrographiques à maintenir ce pouvoir. Si la courbe de neutralisation de l'alcalinité est dominée par le système bicarbonate, on peut déterminer grossièrement la sensibilité en utilisant l'alcalinité du lac, comme à la Figure 2.12. Les lacs qui présentent une faible alcalinité, provenant ou non du système bicarbonate, sont ceux qui risquent le plus d'être sensibles à l'acidification. On suggère de tenir d'abord compte de ce paramètre lorsqu'on détermine la sensibilité des eaux. Dans la plupart des cas, les données sur l'alcalinité sont facilement disponibles; on pourrait donc s'en servir pour étudier la question de la sensibilité.

C'est pourquoi, Zimmerman et Harvey (1979) ont proposé que le pH, l'alcalinité et la conductivité soient tous trois utilisés pour déterminer les lacs sensibles aux acides. Pour ce faire, il est bon d'utiliser les résultats d'analyse des bilans de masse et d'incorporer les cations principaux dans les équations statistiques. Cependant, des relations aussi circonstanciées nécessitent des données détaillées qu'on ne fait que commencer à obtenir. Dans le cas de ces paramètres, les auteurs suggèrent les limites inférieures de non sensibilité que voici: alcalinité - moins de 0,300 méq/L (15 mg de $CaCO_3$/L); conductivité - moins de 30-40 umho/cm; et pH - moins de 6,3 - 6,7. On juge que les trois paramètres sont utiles,

car la contribution de l'alcalinité à la conductivité diminue pour des conductances inférieures à 30-40 µmho/cm et le pH se dissocie de l'alcalinité à environ 6,3. Cependant, comme l'alcalinité (quelle que soit sa source) représente le pouvoir réel de neutralisation des acides et que ses variations dans le cas des eaux lacustres s'expliquent facilement, ce paramètre serait très utile comme facteur unique pour déterminer la sensibilité.

2.3.2.2 Processus lacustres

Il est impossible de déterminer la sensibilité à l'acidification des eaux lacustres en considérant strictement le volume et l'alcalinité. Des processus physiques et des mécanismes biochimiques peuvent atténuer et modifier le taux d'acidification.

L'un des processus physiques les plus importants est la synchronisation du ruissellement printanier et du renouvellement printanier (s'il se produit). La Figure 2.14 montre le débit et le pH d'un cours d'eau qui se jette dans un lac du Bouclier canadien près de Dorset, en Ontario, pendant le ruissellement printanier. On a démontré qu'un lac peut recevoir à cette époque jusqu'à 80 pour cent de sa charge en eau et en produits chimiques, en particulier les lacs de tête. L'augmentation de l'acidité au fur et à mesure que s'accroît le débit semble être causée par l'accumulation d'H^+ dans la neige et donc dans les eaux qui en résultent lors du dégel printanier. Sa cause exacte n'est pas encore connue. Pendant cette période, la température du cours d'eau est comprise entre 0-1°C et le lac est couvert de glace. Comme l'eau des rivières est normalement plus légère que l'eau lacustre plus froide et plus dense, elle traversera le lac sous la glace jusqu'à son exutoire. Ainsi, une grande partie des eaux acides traversent le lac sans être neutralisées et sans modifier le pouvoir tampon du lac.

Une fois la glace disparue, une partie importante de l'apport hydrographique total peut pénétrer dans le lac. En l'absence de circulation verticale du vent, le réchauffement superficiel viendra compliquer l'interaction de l'eau des affluents avec l'eau du lac; néanmoins, les eaux d'apport traverseront probablement le lac sans beaucoup en changer les propriétés ni être transformées par l'eau du lac.

Au cours de sa stratification estivale, de gros orages peuvent faire augmenter de façon prononcée l'apport acide du lac (voir Figure 2.15). Ces apports peuvent le traverser sans en modifier la chimie de façon importante; néanmoins, si l'épilimnion occupe une grande partie du volume, l'effet de cet apport se fera sentir dans tout le lac.

Les facteurs biochimiques qui influent sur la neutralisation des acides comprennent l'alcalinité résiduelle, la production nette de phytoplancton, la dégradation des apports en carbone organique, la précipitation chimique dans la colonne d'eau et l'échange d'ions H^+ avec la matière en suspension. On a déjà décrit la capacité des substances alcalines à absorber l'acidité. L'effet de la production nette de phytoplancton sur l'acidité des eaux lacustres est représenté par l'équation de Redfield (Stumm et Morgan, 1970).

$$\underset{\text{1 mole d'algue}}{C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P} + 138O_2 \underset{\text{Production}}{\overset{\text{Dégradation}}{\rightleftharpoons}} 106\ CO_2 + 16\ NO_3^- + PO_4^{3-} + 122\ H_2O + 19\ H^+ \qquad (5)$$

Cette équation décrit la stoechiométrie prévue pour les réactions principales de la formation (photosynthèse) et de la dégradation (respiration) d'algues océaniques.

D'après l'équation de Redfield, pour chaque mole d'algues produite, 19 moles d'H^+ sont éliminées des eaux du lac. Par conséquent, la formation et la présence d'algues dans les lacs constituent un puits pour les ions hydrogène. Cette équation s'applique aux algues planctoniques, mais les algues fixées au fond et les macrophytes aquatiques à racines réagiront de la même façon.

Par ailleurs, la dégradation de la matière organique dans les lacs, qui produit divers éléments à partir du substrat organique, y compris des H^+, constitue aussi une source d'acide.

La précipitation chimique des principaux ions peut servir de mécanisme d'addition de bicarbonates au lac. Schindler et coll. (1980) ont démontré l'existence de ce processus dans leurs expériences qui comportent l'addition directe d'acide sulfurique dans un lac près de Kenora, en Ontario. La baisse de pH du lac n'était que de 31-38 pour cent de la valeur prévue. Selon certains, la réduction bactérienne des sulfates dans l'hypolimnion anaérobie entraîne l'accumulation, sous forme de bicarbonate (HCO_3^-), du CO_2 respiré par les organismes de dégradation. Apparement, le fer ferreux (Fe2+) libéré des sédiments à cause des conditions anaérobies, précipite avec le S^{2-} sous forme de vivianite (FeS), puis se dépose. Cette explication est quelque peu suspecte, car le CO_2 respiré par les organismes de décomposition réagirait avec le H_2O pour former des H^+ et du HCO_3^-. Les H^+ pourrait être échangés avec les Fe^{2+} des sédiments pour maintenir l'équilibre des charges. Cependant, cette interprétation confirme définitivement la capacité des lacs à absorber les substances acides et leurs eaux.

Les apports en acides humiques et fulviques ainsi qu'en particules inorganiques en suspension fournissent un puits pour les H^+. L'adsorption des H^+ sur ces particules est probable; l'échange d'ions est également possible. L'importance de ces réactions dépend de la capacité d'échange de cations des substances inorganiques ainsi que du degré d'ionisation des composés organiques. La taille de ce puits varie selon la concentration des substances organiques et inorganiques, selon la rapidité des réactions d'échange et selon la durée de séjour des particules dans la colonne d'eau.

2.3.2.3 Conséquences de l'acidification sur les autres paramètres de la qualité de l'eau

L'augmentation importante de la concentration de certains métaux traces a été associée à l'acidification. Les métaux traces proviennent de trois sources: apports atmosphériques directs, libération accrue causée par les réactions de météorisation dans le bassin hydrographique et mobilisation dans les eaux du lac. L'importance relative de chaque source n'est pas toujours évidente.

Les concentrations élevées en nickel, en cuivre et autres éléments traces observées dans les lacs de la région de Sudbury ont été attribuées directement aux émissions de cheminées. Dans de nombreuses régions, les

émissions de métaux traces sont associées à l'utilisation de charbon dans les centrales alimentées par combustible fossile.

La météorisation du bassin hydrographique provoque la mobilisation d'éléments. D'ailleurs les données relatives aux bilans des bassins hydrographiques font état des quantités mobilisées (Likens et coll., 1977). En particulier, certains minéraux contenant de l'aluminium peuvent être extraits de cette manière. Dans les régions caractérisées par des sols à pouvoir tampon peu élevé, les précipitations acides semblent mobiliser principalement l'aluminium des horizons du sol qui fixeraient normalement les éléments (GCA, 1980). Les concentrations élevées d'aluminium coïncident avec une diminution du pH du lac. Selon des travaux récents sur la toxicité, des concentrations élevées d'aluminium soit entre 0,3 et 0,5 mg Al/L ont des effets toxiques sur le poisson.

On a trouvé que, dans des conditions anaérobies, une diminution du pH faisait augmenter dans les eaux du lac Mendota la concentration du manganèse provenant de la dissolution du $MnCO_3$ des sédiments (Hoffman et Eisenreich, 1981).

À un pH peu élevé, on a observé des teneurs élevées en métaux, tels le plomb et le mercure, dans le poisson (MDE de l'Ontario, 1981). On ne sait pas si l'on doit attribuer ces concentrations élevées à la mobilisation accrue des sédiments ou aux apports atmosphériques. D'après des travaux récents, au fur et à mesure que le pH diminue, le plomb et le mercure sont libérés des sédiments et transformés par les bactéries en espèces méthylées (Mayfield, 1980). On a également établi une corrélation entre les concentrations d'autres métaux, dont le zinc et le cadmium, et l'acidification des lacs (GCA, 1980).

Au cours de leur étude relative aux effets de l'acidité sur la microflore aquatique de lacs de la région de Sudbury, Thompson et Wilson (1975) ont découvert que les lacs acides renfermaient des populations de bactéries et de champignons hétérotrophes, semblables à celles qu'on observe dans les lacs neutres. Cependant, dans une autre étude, Weaver (1968), a noté des différences importantes entre les espèces vivant dans un cours d'eau acide (pH 3,0-4,1) et un cours d'eau témoin (pH 6,3-6,7). Les populations de champignons et de levures étaient plus diversifiées dans

le cours d'eau acide. En outre, plusieurs des espèces observées ont été associées à des cas d'infection et de maladie chez l'homme.

La virulence microbienne, la production d'entérotoxines, l'infection virale et l'efficacité de la chloration dépendent aussi du pH et leurs effets sont spécifiques aux espèces. En général, toutefois, la présence d'acidité diminue les populations de bactéries et de protozoaires et augmente les populations de champignons et de levures, tandis que les virus résistent assez bien en milieu acide (voir Annexe B).

2.3.3 Résumé

En somme, l'étude des bilans et des déplacements internes permet de déterminer l'équilibre ionique et l'électroneutralité des bassins hydrographiques. Grâce à ces méthodes, on peut évaluer de façon assez précise les relations réelles qui existent entre l'acidité atmosphérique et la capacité d'un bassin hydrographique à atténuer (ou à absorber) l'acidité, ou à libérer des substances capables de l'absorber (acides humiques, particules inorganiques et alcalinité sous forme d'ions bicarbonate). Pour le moment, ce sont surtout des outils de recherche. C'est pourquoi, on suggère d'utiliser d'abord les cartes géologiques et les résultats d'analyses des eaux lacustres pour déterminer la sensibilité d'un lac. On pourra, ensuite, calculer la capacité totale de neutralisation du bassin hydrographique. À partir d'échantillons, on peut établir des bilans apport-perte s'appliquant à des lacs particuliers et les comparer à la capacité totale de neutralisation du bassin hydrographique. Cette comparaison permet d'évaluer la sensibilité d'un lac donné. Dans le cas de lacs assez sensibles, on suggère de mesurer les bilans apport-perte du bassin hydrographique pour vérifier le degré de sensibilité et pour évaluer par la suite la vitesse d'acidification.

3. ASPECTS APPLIQUÉS

Les facteurs qui contribuent à la sensibilité aux pluies acides du bassin versant d'un réseau hydrographique ont été étudiés antérieurement. Voici les conséquences d'intérêt public qu'ils peuvent avoir sur l'eau potable: 1) diminution du pH au point de prélèvement, causant ainsi un problème possible de corrosion à l'intérieur même du réseau de distribution. La corrosion pourrait causer des dommages coûteux au réseau de distribution et provoquer la libération de substances potentiellement toxiques comme des métaux traces et de l'amiante contenus dans les éléments structuraux du réseau; 2) dépôt d'acides et des contaminants qui leur sont associés, sous forme d'éléments et de substances organiques, ou de substances extraites du bassin hydrographique, se traduisant par des concentrations de composés chimiques supérieures à celles prévues par les normes régissant l'eau potable, formulées par Santé et Bien-être social Canada (1978); ou 3) combinaison de pH et de composition chimique modifiés, amenant un changement au sein du réseau d'alimentation susceptible de nuire à la santé du grand public par la présence de pathogènes (voir Annexe B).

On ne doit pas considérer la sensibilité d'un réservoir ou d'un bassin versant comme étant constante. Comme on l'a déjà dit, l'aptitude des bassins versants à "neutraliser" les dépôts acides varie avec le temps. En général, les bassins versants contenant des débris glaciaires profonds, perméables et riches en carbonates, présentant un relief émoussé et un faible rapport surface de l'eau/surface totale seraient, prévoit-on, relativement insensibles. Par contre, on prévoit que les bassins versants qui présentent des sols peu profonds, riches en silicates, recouvrant des granites ou des grès silicieux de faible perméabilité, au relief accidenté et présentant un rapport surface de l'eau/surface totale élevé seraient très sensibles. Par ailleurs, même si les eaux insensible et sensible peuvent présenter un pH semblable à un moment donné, les premières possèdent un pouvoir tampon ou un pouvoir de neutralisation très grand, alors que celui des secondes est faible. Ainsi, les zones les plus sensibles sont celles qui subiront les changements les plus marqués et les plus rapides, sans doute, irréversibles, si les précipitations acides se poursuivent.

Pour analyser de façon détaillée un réservoir ou un bassin, il faut rassembler les données relatives aux facteurs théoriques étudiés à la Section 2. Celles-ci permettront de résumer les facteurs qui régissent la sensibilité et donc de prévoir dans quelle mesure il y a risque de changement.

Cependant, pour le moment ces données ne sont disponibles que pour un petit nombre de bassins hydrographiques expérimentaux bien équipés. Il sera nécessaire d'entreprendre des études à long terme et plus détaillées pour définir un grand nombre de ces paramètres pour les principaux réservoirs du Canada.

En l'absence de données spécifiques pour un site particulier, on peut tirer certaines conclusions si l'on connaît les variations saisonnières de la chimie de l'eau du bassin hydrographique, les caractéristiques générales de la roche-mère de la région et les isoplèthes des pluies acides. À partir de ces conclusions, de données hydrographiques et d'autres variables générales relatives au bassin hydrographique, on peut évaluer sa sensibilité.

De façon moins précise, on peut faire une approximation très générale de la sensibilité à partir de cartes de la roche-mère représentant la zone que couvrent les isoplèthes des pluies acides.

Dans la présente section, on a évalué approximativement la sensibilité de plusieurs réseaux urbains à partir d'une combinaison de données générales sur la composition minéralogique de la roche-mère ou des débris glaciaires et sur la chimie de l'eau, lorsqu'elles étaient disponibles. On a d'abord cherché à déterminer la teneur en minéraux carbonatés et en argiles de montmorillonite de la roche-mère et des débris glaciaires; on a évalué l'alcalinité des eaux superficielles.

Les villes de Winnipeg, Huntsville et Saskatoon ont été choisies pour représenter respectivement des cas de sensibilité moyenne, élevée et faible. On a analysé en détail la sensibilité des réservoirs d'eau et on a résumé les résultats dans les sections suivantes (3.1-3.3).

3.1 Winnipeg

La ville de Winnipeg s'alimente en eau au lac Shoal, tout près du lac des Bois. Au cours de la première étape de l'évaluation, on a résumé les données générales relatives à son bassin versant, à partir de l'Atlas hydrologique du Canada.

Précipitations annuelles	650 mm (pH 4,6-5,0 estimé à partir de la Figure 2.1)
Accumulation annuelle de neige	160 mm
Évapo-transpiration	500 mm
Ruissellement annuel	150 mm
Dureté de l'eau	0-60 mg/L de $CaCO_3$ (0-1,2 méq/L)
Turbidité	0-5 unités Jackson
Quantité totale de sels dissous	0-50 mg/L
Roche-mère - roche ignée fracturée et roche métamorphique	Pouvoir tampon faible

D'après ces données, en particulier le faible pouvoir tampon de la roche-mère, la dureté et l'alcalinité peu élevées attribuables à la faible teneur en carbonate de calcium dans cette région et les précipitations légèrement acides, le réservoir peut être sensible aux précipitations acides. Comme on l'a vu à la Section 2, ce type de roche-mère est sensible; les eaux dont l'alcalinité est inférieure à 0,3 méq/L ou 15 mg/L de $CaCO_3$ sont considérées comme sensibles. Comme une première approximation révèle la sensibilité de cette eau, il est nécessaire d'entreprendre une étude plus détaillée.

La deuxième étape nécessite des données caractérisant le réservoir d'eau lui-même. Voici les caractéristiques de l'eau tirées d'une analyse des données (1974) sur le lac Shoal, qui est le réservoir d'eau brute:

	Moy.	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau (mg/L)	74	84	67	moins de 15 mg/L
Conductance spécifique	159	171	137	moins de 40 mg/L
pH	7,7	7,9	7,6	moins de 6,3

D'après ces données, même si le réservoir d'eau se trouve dans une région qu'on considère comme potentiellement sensible, l'eau elle-même ne l'est pas (en 1974).

Une étude plus détaillée de la géologie superficielle et de la roche-mère montre que le côté nord du bassin versant est recouvert d'un till qui va de limoneux à sableux (ministère des Terres et Forêts de l'Ontario, Carte S165, Kenora-Rainy River - Surficial Geology). Même si sa composition minéralogique n'est pas donnée, l'alcalinité relativement élevée laisse supposer la présence de minéraux carbonatés dans le till. Le pouvoir tampon est toutefois inconnu. La partie sud du bassin versant est recouverte d'argiles et de limons à varves. Il est aussi raisonnable de supposer que les argiles possèdent une certaine capacité d'échange de cations et qu'elles peuvent neutraliser l'acidité et adsorber des métaux dans une certaine mesure. L'épaisseur des tills est généralement inférieure à 1 m; l'épaisseur des limons et des argiles à varves varie de 1 à 10 m.

Dans cette région la structure de la roche-mère est assez complexe (ministère des Terres et Forêts de l'Ontario, Carte 2115 Kenora - Fort Francis sheet), mais elle revêt une certaine importance dans l'évaluation de la sensibilité, car la couche de débris glaciaires recouvrant le côté nord du lac est relativement mince. Les principaux minéraux tampons se trouvent dans les dépôts de schistes argileux, de dolomite, de calcaire et de marbre du bassin versant. Les granites et les roches volcaniques qu'on trouve aussi dans la région possèdent un pouvoir tampon très faible.

La mince épaisseur de tills perméables permet probablement un contact important entre les eaux souterraines et la roche-mère neutralisante à certains endroits. À ces endroits, la roche-mère fournit un pouvoir tampon à long terme si les charges d'acide ne sont pas excessives. La composition géologique de la roche-mère nous obligerait donc à considérer l'eau comme étant relativement insensible à long terme. Étant donné la topographie relativement peu accidentée et la capacité élevée d'infiltration des précipitations à travers des tills sableux ou limoneux, il est impossible que le pH change énormément à court terme. Toutefois, la minceur de la couche de till et l'importance relative de la surface d'eau par rapport à la surface totale du bassin versant, sont des facteurs qui peuvent rendre l'eau plus sensible avec le temps et des apports continuels d'acide. De même, la présence de limons ou d'argiles à varves sur le côté sud du bassin versant suggère une perméabilité relativement faible et un

ruissellement printanier potentiellement important. Ces facteurs peuvent entraîner la présence d'acidité élevée dans les eaux du ruissellement printanier.

En résumé, le bassin versant du lac Shoal, qui constitue le réservoir de la ville de Winnipeg, présente des caractéristiques de sensibilité mixte.

1. Les cartes générales révèlent les aspects suivants:
   (a) pH des précipitations acides, 4,6-5,0 (1979);
   (b) roche-mère régionale sensible;
   (c) faible pouvoir tampon des eaux de surface régionales.

2. Les cartes plus détaillées révèlent les aspects suivants:
   (a) rapport élevé surface de l'eau/surface du bassin versant;
   (b) relief du bassin hydrographique relativement peu accidenté;
   (c) perméabilité élevée des tills situés sur le côté nord du bassin versant;
   (d) perméabilité peu élevée des limons et des argiles à varves sur le côté sud du bassin versant;
   (e) apport d'eau potentiellement important provenant du lac des Bois, qui est une région plus sensible(1);
   (f) variation à l'échelle régionale du pouvoir tampon de la roche-mère;
   (g) les données sur la chimie de l'eau, relevées en 1974, suggèrent un pouvoir tampon considérable; il n'y a donc nullement lieu de s'inquiéter pour le moment.

---

1. Selon des analyses hydrologiques sommaires, le bassin versant déverse 4 m^3/s d'eau dans le lac Shoal alors que la ville en retire 3 m^3/s. On devrait donc normalement observer un écoulement net du lac Shoal vers le lac des Bois. Pendant l'été, le débit de l'eau provenant du bassin versant est beaucoup plus faible; l'eau s'écoule alors dans le sens contraire. Les échanges importants qui se produisent entre le lac des Bois et le lac Shoal pendant le passage de perturbations frontales constituent un deuxième mécanisme probable qui pourrait expliquer l'apport d'eau provenant du lac des Bois.

Pour s'assurer de la validité de cette évaluation, il faudrait déterminer à différents intervalles les paramètres clés comme pH, alcalinité, dureté et conductivité. D'après notre analyse, l'acidité de l'eau n'est pas un paramètre de toute première importance même si sa sensibilité rend nécessaire une certaine surveillance. Le tableau suivant montre la variation des paramètres clés de la qualité de l'eau à la fin des années 1960 et au début des années 1970.

	ANNÉE								
	1967			1971			1974		
Paramètre	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max	Min.
pH	8,4	8,6	8,1	7,9	8,2	7,7	7,7	7,9	7,6
Conductivité umhos/cm				165	181	146	159	171	137
Alcalinité $CaCO_3$ mg/L	76	84	69	74	76	68	72	81	62
Dureté $CaCO_3$ mg/L				78	87	72	74	84	67

Ces données indiquent la possibilité d'une baisse de pH et d'alcalinité sans toutefois en préciser l'importance. Elles suggèrent toutefois la nécessité de poursuivre le contrôle et d'entreprendre une étude plus détaillée, fondée sur des principes fondamentaux et sur des résultats analytiques réels.

3.2 Huntsville

La ville de Huntsville s'alimente en eau du lac Vernon situé sur le Bouclier canadien dans le centre sud de l'Ontario. En procédant comme pour Winnipeg, on a obtenu les données suivantes:

Précipitations annuelles	900 mm approximativement (pH estimé à 4,3 environ à partir de la Figure 2.1)
Accumulation annuelle de neige	250 mm approximativement
Ruissellement annuel	400-500 mm
Dureté de l'eau	0-60 mg/L de $CaCO_3$
Turbidité	0-5 unités Jackson
Total des sels dissous	51-150 ppm
Roche-mère - roche ignée et roche métamorphique fracturée	pouvoir tampon faible

D'après ces données, la région présente une sensibilité relativement élevée. Le pH des précipitations est assez acide et la fonte annuelle des neiges peut entraîner la pénétration d'une quantité importante d'eaux acides dans le réservoir au printemps. Étant donné le faible pouvoir tampon de la roche-mère (Figure 3.1), il est peu probable que les eaux souterraines profondes d'origine locale ou régionale neutralisent l'acidité saisonnière des eaux superficielles. De même, la dureté peu élevée de l'eau révèle que les sols superficiels et les tills glaciaires augmentent peu le pouvoir tampon du système. Le réservoir d'eau de cette ville, tout comme celui de Winnipeg, est potentiellement sensible à l'acidification. Il y a donc lieu d'entreprendre une étude plus détaillée.

D'autres données spécifiques sont disponibles, en particulier, les paramètres clés relatifs à la composition de l'eau du lac Vernon (MDE de l'Ontario, 1979). Voici les données pertinentes pour 1979:

	Moy.	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau $CaCO_3$ de mg/L	9	14	5	moins de 15 mg/L
Conductance spécifique µmhos/cm	42	43	39	moins de 40 mg/L
pH	6,9	7,9	6,4	moins de 6,3

D'après ces données l'eau peut être considérée en général comme étant sensible à l'acidification.

Le réservoir d'eau se trouve dans l'unité cadastrale de Huntsville et le bassin hydrographique du lac Vernon s'étend sur 5 unités cadastrales, selon la classification des terres de l'Ontario. Une grande partie du bassin hydrographique est composée de terrains élevés, moyennement accidentés, qui présentent des sables superficiels peu profonds de granulométrie allant de grossière, à fine et à limoneuse. Le reste du bassin versant est constitué de plaines peu accidentées contenant des sables plus profonds allant de fins à grossiers. Même si la classification des terres ne fournit aucune donnée minéralogique, d'après la Figure 3.2 les sédiments superficiels glaciaires et postglaciaires sont très sensibles

aux précipitations acides (Groupe de recherche consultatif Canada-États-Unis, 1980). À divers endroits, des bassins hydrographiques plus petits, allant de marais tourbeux ou de marécages à des zones où l'assise rocheuse dénudée est intercalée de diverses profondeurs de sables dont la granulométrie va de grossière à limoneuse, s'écoulent dans le lac Vernon. Rien ne laisse supposer la présence de quantités importantes de matériaux provenant du socle rocheux ou de matériaux superficiels possédant un pouvoir tampon quelconque dans le bassin versant.

La nature relativement perméable des sables superficiels laisse supposer que le ruissellement printanier sera réduit quelque peu et qu'une grande partie de l'eau proviendra du réseau souterrain et sera faiblement tamponnée. Le transport surface totale/surface du bassin versant est beaucoup plus faible que dans le cas du lac Shoal. Par conséquent, dans le lac Vernon, une proportion plus importante de l'eau entre en contact avec les matériaux géologiques superficiels ou la roche-mère, mais ces matériaux n'ont qu'un faible pouvoir tampon.

En résumé, le bassin versant du lac Vernon, qui est le réservoir d'eau potable de la ville de Huntsville, a tendance à être sensible.

1. Les cartes sommaires révèlent les aspects suivants:
   (a) pH de 4,3 pour les précipitations acides;
   (b) sensibilité régionale de la géologie de la roche-mère;
   (c) pouvoir tampon peu élevé des eaux superficielles régionales.

   D'après ces observations, il y aurait lieu d'entreprendre une étude plus détaillée.

2. Les cartes plus détaillées révèlent les aspects suivants:
   (a) rapport surface de l'eau/surface du bassin versant allant de faible à moyen;
   (b) relief superficiel allant de moyen à accidenté dans certaines parties du bassin versant;
   (c) perméabilité élevée des formations superficielles du bassin versant;
   (d) pouvoir tampon faible de la roche-mère, pouvoir tampon peut-être faible des dépôts superficiels;
   (e) caractéristiques chimiques de l'eau pour 1979, signalant un faible pouvoir tampon et un pH allant de neutre à légèrement acide.

Pour vérifier cette évaluation de la sensibilité, il y a lieu d'effectuer une étude des caractéristiques chimiques antérieures de l'eau. Malheureusement, le résumé des données du ministère de l'Environnement de l'Ontario ne fournit pas, à l'exception de la conductivité, les paramètres clés nécessaires à l'évaluation de la sensibilité du réservoir (pH, alcalinité, dureté). En l'absence de ces données, le réservoir doit être classé comme sensible et des programmes de surveillance doivent être institués pour qu'on sache si l'eau présente des dangers pour la santé du public.

3.3 Saskatoon

La ville de Saskatoon s'alimente en eau à partir de la rivière Saskatchewan-Sud qui la traverse. Contrairement aux deux exemples précédents, la superficie efficace du bassin versant dans ce cas est très grande. Par conséquent, les données relatives à la composition géologique du socle rocheux et de la surface du bassin hydrographique, ainsi que les variables climatiques sont de nature plus générale. L'étendue du bassin versant amoindrit les effets du ruissellement printanier et atténue les variations chimiques. En appliquant la même période, on a obtenu les valeurs suivantes:

Précipitations annuelles	400-1000 mm (pH de 5,5-6,5 à partir de la Figure 2.1)
Accumulation annuelle de neige	120-400 mm
Ruissellement annuel	5-1000 mm
Dureté de l'eau	120-180 mg/L de $CaCO_3$
Turbidité	10-20 unités Jackson
Total des sels dissous	151-300 mg/L
Socle rocheux - couches horizontales de roches sédimentaires	pouvoir tampon élevé

D'après ces données, l'eau provenant du bassin versant de la rivière Saskatchewan-Sud est relativement insensible aux effets des précipitations acides. Le pH assez élevé des précipitations (supérieur à 5,6 pour la pluie normale) laisse supposer que l'acidité naturelle et anthropique est neutralisée par la poussière des prairies avant d'atteindre le sol.

Les données relatives à la rivière Saskatchewan-Sud à Saskatoon confirment l'évaluation ci-dessus (Pêches et Environnement Canada, 1977). Voici les données:

	Pour 1968-1975			
	Moy.	Max.	Min.	Écart type
pH		8,7	7,4	
Conductivité µmhos/cm	397	494	304	33
Alcalinité $CaCO_3$ mg/L	141	165	115	9
Dureté $CaCO_3$ mg/L	170	195	121	13

D'après ces données, l'eau est généralement insensible aux effets de l'acidification. Une étude plus poussée n'est donc pas prioritaire dans ce cas.

3.4 Sensibilité à l'acidification des réserves d'eau des villes canadiennes de plus de 100 000 habitants

Le but de la présente section est de commenter la vulnérabilité de certaines des plus grandes villes du Canada à l'acidification de leurs réserves d'eaux.

À cette fin, il fallait d'abord rassembler des données sur la composition géologique générale de chacune des villes (roche-mère, formations superficielles et pouvoir tampon) ainsi que sur le pH moyen des précipitations dans la région. On a tiré des Figures 3.1 et 3.2 les renseignements sur la géologie de l'est du Canada. Dans le cas des Prairies et de la Colombie-Britannique, on s'est servi d'une carte (n° 1250 A) de la Commission géologique du Canada (1972) pour obtenir des données géologiques (sur la roche-mère seulement). Les données sur les formations superficielles (sols) des Prairies et de la Colombie-Britannique ont été tirées de Clayton et coll. (1977). Toutes les données sur le pH des précipitations ont été obtenues à partir de la Figure 2.1. On a pu ainsi déterminer le pouvoir tampon du bassin hydrographique du réservoir de chaque ville.

La deuxième étape consistait à rassembler des données sur le réservoir d'eau brute de ces villes. On a examiné la dureté de l'eau, l'alcalinité, la conductance spécifique et le pH. En comparant les valeurs de ces paramètres pour chaque ville, les seuils de sensibilité étant définis, on a pu évaluer la sensibilité à l'acidification de chaque réservoir.

Dans la plupart des cas, on a obtenu les valeurs des paramètres auprès des municipalités. En Ontario, les bureaux régionaux du ministère de l'Environnement ont fourni l'information requise. Lorsque c'était possible, on a obtenu les valeurs (moyenne, maximale et minimal) pour l'année 1980. Dans certains cas, on n'a pu se procurer que la moyenne de chaque paramètre pour 1980; dans d'autres cas, seules des données moins récentes étaient disponibles.

À partir des données fournies dans la présente section, on a conclu que Halifax et l'agglomération de Vancouver étaient deux villes où à la fois la région et l'eau sont sensibles à l'acidification. Les autres réservoirs ne sont pas considérés comme étant sensibles. Il y a lieu de noter que la plupart de ces villes reçoivent des précipitations acides et que la moyenne annuelle du pH n'est que de 4,1 (Oshawa et St. Catharines).

Données sur les eaux superficielles servant à alimenter certaines villes canadiennes de plus de 100 000 habitants

HALIFAX

Réservoir — lac Pockwock

Données régionales

Roche-mère	granite, gneiss granitique, "orthoquartzite", syénite	faible pouvoir tampon
Formations superficielles	probablement non calcaires	faible pouvoir tampon
pH des précipitations	4,4 - 4,6	acide

Données sur le réservoir d'eau brute

1980

	Moy.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	8,8	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	1,0	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	40,0	moins de 40
pH	5,1	moins de 6,3

Conclusion

Le réservoir est situé dans une région qu'on considère comme étant potentiellement sensible. De plus, le réservoir est classé dans la catégorie sensible à l'acidification.

QUÉBEC

Réservoir — rivière St-Charles

Données régionales

Roche-mère	calcaire, dolomite et équivalents métamorphiques	pouvoir tampon élevé
Formations superficielles	probabilité élevée de présence de sédiments calcaires marins à grains fins	pouvoir tampon moyen (ou indéterminé)
pH des précipitations	4,2 - 4,3	acide

Données sur le réservoir d'eau brute

1980

	Moy.	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	24	30	17	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	13	18	7	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	49	151	67	moins de 40
pH	7,0	7,3	6,7	moins de 6,3

Conclusion

Le réservoir d'eau, tout comme la région dans laquelle il se trouve, présente une faible sensibilité à l'acidification.

LONGUEUIL

Réservoir — Fleuve St-Laurent

Données régionales

Roche-mère	roches clastiques calcaires et carbonatées, inter-stratifiées ou intercalées de roches sédimentaires non calcaires, ignées et métamorphiques	pouvoir tampon moyen-élevé
Formations superficielles	probablement calcaires	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	4,2 - 4,3	acide

Données sur le réservoir d'eau brute

1980

	Moy.	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	127,2	140	114	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	85,6	92	69	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	330	360	303	moins de 40
pH	8,12	8,52	7,84	moins de 6,3

Conclusion

Le réservoir, ainsi que la région dans laquelle il se trouve, présentent une faible sensibilité à l'acidification.

LAVAL

Réservoir

(a) rivière des Mille-Îles
(b) rivière des Prairies

Données régionales

Roche-mère	calcaire, dolomite et équivalents métamorphiques	pouvoir tampon élevé
Formations superficielles	probablement calcaires	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	4,2 - 4,3	acide

Données sur le réservoir d'eau brute

1980

(a) Rivière des Mille-Îles

	Moy.	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	42	48	38	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	29	35	24	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	non disponible (N.D.)			moins de 40
pH	6,9	7,2	6,8	moins de 6,3

(b) Rivière des Prairies

Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	35	48	30	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	23	29	18	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	non disponible (N.D.)			moins de 40
pH	6,9	7,0	6,6	moins de 6,3

Conclusion

La région et les deux réservoirs d'eau présentent une faible sensibilité à l'acidification.

MONTRÉAL

Réservoir — fleuve St-Laurent

Données régionales

Roche-mère	roches clastiques calcaires et roches carbonatées, inter-stratifiées ou intercalées de roches non calcaires sédimentaires, ignées et métamorphiques	pouvoir tampon moyen-élevé
Formations superficielles	probablement calcaires	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	4,2 - 4,3	acide

Données sur le réservoir d'eau brute

1980

	Moy.(1)	Max.(1)	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	-	135	116	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	-	92	76	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	310	330	280	moins de 40
pH	7,9	8,0	-	moins de 6,3

Conclusion

La région et le réservoir présentent une faible sensibilité à l'acidification.

1. Calculé à partir de données mensuelles.

OTTAWA

Réservoir d'eau — rivière des Outaouais

Données régionales

Roche-mère	calcaire, dolomite et équivalents métamorphiques	pouvoir tampon élevé
Formations superficielles	probablement calcaires	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	4,2 - 4,3	acide

Données sur le réservoir d'eau brute

juin-juillet 1981

	Moy.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	N.D.	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	15	moins de 15
Conductance spécifique (umhos/cm)	56	moins de 40
pH	7,0	moins de 6,3

Conclusion

La région dans laquelle se trouve le réservoir présente une faible sensibilité à l'acidification. Même si les valeurs moyennes de l'alcalinité coïncident avec le seuil de sensibilité, on peut considérer que le réservoir n'est pas sensible à l'acidification.

OSHAWA

Réservoir — lac Ontario

Données régionales

Roche-mère	roches clastiques calcaires et roches carbonatées, inter-stratifiées ou intercalées de roches non calcaires, sédimentaires et métamorphiques	pouvoir tampon moyen-élevé
Formations superficielles	probablement calcaires	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	4,1	acide

Données sur le réservoir d'eau brute — 1977

	Gamme	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	139-149	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	95-101	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	N.D.	moins de 40
pH	8,1-8,3	moins de 6,3

Conclusion

La région et le réservoir présentent une faible sensibilité à l'acidification.

AGGLOMÉRATION DE TORONTO	Scarborough, Toronto, East York, North York, York, Etobicoke.	
Réservoir	lac Ontario	

Données régionales

Roche-mère	roches clastiques calcaires et roches carbonatées, interstratifiées ou intercalées de roches non calcaires,	pouvoir tampon moyen-élevé
Formations superficielles	probablement calcaires	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	4,1 - 4,2	acide

Données sur le réservoir d'eau brute — 1980

	Moy.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	137	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	98	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	N.D.	moins de 15
pH	8,0	moins de 6,3

Conclusion

La région et le réservoir présentent une faible sensibilité à l'acidification.

MISSISSAUGA, BRAMPTON (région de Peel)

Réservoir — lac Ontario

Données régionales

Roche-mère	roches clastiques calcaires et roches carbonatées, intercalées de roches sédimentaires et métamorphiques non calcaires	pouvoir tampon moyen-élevé
Formations superficielles	probablement calcaires	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	4,1 - 4,2	

Données sur le réservoir d'eau brute — 1980

	Gamme	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	138-147	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	91-103	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	N.D.	moins de 40
pH	7,8-8,2	moins de 6,3

Conclusion

La région et le réservoir présentent une faible sensibilité à l'acidification.

BURLINGTON

Réservoir	lac Ontario	

Données régionales

Roche-mère	roches clastiques calcaires et roches carbonatées, interstratifiées ou intercalées de roches non calcaires sédimentaires et métamorphiques	pouvoir tampon moyen-élevé
Formations superficielles	probablement calcaires	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	4,1 - 4,2	acide

Données sur le réservoir d'eau brute

1980

	Gamme	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	129-140	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	91-99	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	N.D.	moins de 40
pH	7,9-8,3	moins de 6,3

Conclusion

La région et le réservoir présentent une faible sensibilité à l'acidification.

HAMILTON

Réservoir	lac Ontario	
Données régionales		
Roche-mère	roches clastiques calcaires et roches carbonatées, inter-stratifiées ou intercalées de roches non calcaires sédimentaires et métamorphiques	pouvoir tampon moyen-élevé
Formations superficielles	probablement calcaires	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	4,1 - 4,2	acide

Données sur le réservoir d'eau brute 1980

	Moy.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	137	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	97	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	340-345	moins de 40
pH	7,9	moins de 6,3

Conclusion

La région et le réservoir présentent une faible sensibilité à l'acidification.

ST. CATHARINES

Réservoir — Canal Welland (lac Erié)

Données régionales

Roche-mère	calcaire, dolomite et équivalents métamorphiques	pouvoir tampon élevé
Formations superficielles	probablement calcaires	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	4,1	acide

Données sur le réservoir d'eau brute

1980

	Moy.	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	133	142	124	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	98	102	94	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	311			moins de 40
pH	8,1	8,8	7,6	moins de 6,3

Conclusion

La région et le réservoir présentent une faible sensibilité à l'acidification.

KITCHENER

Réservoir d'eau — eaux souterraines

Le réservoir de Kitchener est constitué d'une nappe aquifère se trouvant sur un socle composé de roche silicieuse sédimentaire riche en carbonates et de dolomite. Ces eaux souterraines sont donc bien tamponnées et présentent généralement un pH compris entre 7,8 et 8,2. Comme cette réserve d'eau est bien protégée de l'acidification, il n'est pas nécessaire de poursuivre l'analyse de sa sensibilité. La ville envisage actuellement de s'alimenter à partir d'un réservoir superficiel (Grands Lacs).

WINDSOR

Réservoir — rivière Détroit

Données régionales

Roche-mère	calcaire, dolomite et équivalents métamorphiques	pouvoir tampon élevé
Formations superficielles	probablement calcaires	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	4,3 - 4,4	acide

Données sur le réservoir d'eau brute

1979

	Moy.	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	105	113	102	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	87	91	81	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)		N.D.		moins de 40
pH	8,1	8,2	8,0	moins de 6,3

Conclusion

La région et le réservoir présentent une faible sensibilité à l'acidification.

LONDON

Réservoir	lac Huron (Grand Bend)	
Données régionales		
Roche-mère	calcaire, dolomite et équivalents métamorphiques	pouvoir tampon élevé
Formations superficielles	probablement calcaires	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	4,3 - 4,4	acide

Données sur le réservoir d'eau brute	13 octobre 1981(1)	**Seuil de sensibilité**
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	102	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	85,7	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	217	moins de 40
pH	8,15	moins de 6,3

Conclusion

La région et le réservoir présentent une faible sensibilité à l'acidification.

1. Valeurs très stables tout au long de l'année.

THUNDER BAY

Réservoir

(a) Loch Lomond
(b) lac Supérieur

Données régionales

Roche-mère	granite, gneiss granitique, "orthoquartzite", syénite	pouvoir tampon faible
Formations superficielles	zones d'accumulation de calcaire, transporté à partir d'affleurements carbonatés importants	pouvoir tampon indéterminé - moyen
pH des précipitations	4,6 - 5,0	acide

Données sur le réservoir d'eau brute

octobre 1981

(a) Loch Lomond

	Moy.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	26	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	18	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	58	moins de 40
pH	7,1	moins de 6,3

(b) lac Supérieur

Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	45	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	42	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	105	moins de 40
pH	7,7	moins de 6,3

Conclusion

Ces réservoirs sont situés dans une région qu'on considère généralement comme moyennement sensible à l'acidification. Les réservoirs pourraient être considérés comme non sensibles à l'acidification, bien que les valeurs de certains paramètres s'appliquant au Loch Lomond s'approchent du seuil de sensibilité.

WINNIPEG (voir aussi Section 3.1)

Réservoir — lac Shoal (lac des Bois)

Données régionales

Roche-mère	roche ignée fracturée et métamorphique	faible pouvoir tampon
Formations superficielles	quelques tills minces et perméables, et dépôts de sable, d'argiles et de limons à varves contenant quelques éléments calcaires	pouvoir moyen
pH des précipitations	4,6 - 5,0	acide

Données sur le réservoir d'eau brute — 1974

	Moy.	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	74	84	67	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	72	81	62	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	159	171	137	moins de 15
pH	7,7	7,9	7,6	moins de 6,3

Conclusion

Dans la région, la sensibilité à l'acidification va de moyenne à élevée, mais pour le moment, le réservoir présente une faible sensibilité.

REGINA

Réservoir lac Buffalo Pound

Données régionales

Roche-mère	roches carbonatées et autres roches sédimentaires (schiste argileux, etc.)	pouvoir tampon moyen-élevé
Formations superficielles	till profond moyennement calcaire et argiles lacustres	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	5,5 - 6,5	non acide

Données sur le réservoir d'eau brute 1980

	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	245	155	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	225	145	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	750	500	moins de 40
pH	8,5	7,8	moins de 6,3

Conclusion

La région et le réservoir présentent une faible sensibilité à l'acidification.

SASKATOON (voir aussi Section 3.3)

Réservoir — rivière Saskatchewan-Sud

Données régionales

Roche-mère	couches horizontales de roches sédimentaires	pouvoir tampon élevé
Formations superficielles	tills calcaires couvrant la plus grande partie du bassin hydrographique	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	5,5 - 6,5	non acide

Données sur le réservoir d'eau brute — 1968 - 1975

	Moy.	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	170	195	121	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	141	165	115	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	397	494	304	moins de 40
pH	-	8,7	7,4	moins de 6,3

Conclusion

La région et le réservoir présentent une faible sensibilité à l'acidification.

CALGARY

Réservoirs

(a) rivière Elbow, barrage Glenmore
(b) rivière Bow, barrage Bearspaw

Données régionales

Roche-mère	roches sédimentaires (schiste argileux, grès, etc.)	pouvoir tampon moyen-faible
Formations superficielles	till allant de légèrement à moyennement calcaire, couvrant la plus grande partie du bassin hydrographique	pouvoir tampon
pH des précipitations	5,5 - 6,0	non acide

Données sur le réservoir d'eau brute 1980

(a) rivière Elbow, barrage Glenmore

	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	256	159	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	181	109	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	424	288	moins de 40
pH	8,4	8,0	moins de 6,3

(b) rivière Bow, barrage Bearspaw

Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	182	124	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	136	101	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	323	218	moins de 40
pH	8,5	8,23	moins de 6,3

Conclusion

La région présente une sensibilité moyenne à l'acidification, mais celle du réservoir est faible.

EDMONTON

Réservoir — rivière Saskatchewan-Nord

Données régionales

Roche-mère	roches sédimentaires (schiste argileux, grès, etc.)	pouvoir tampon moyen-faible
Formations superficielles	till allant de légèrement à moyennement calcaire, recouvrant la plus grande partie du bassin hydrographique	pouvoir tampon moyen-élevé
pH des précipitations	5,5 - 6,0	non acide

Données sur le réservoir d'eau brute — 1980

	Moy.	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	159	208	120	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	134	170	102	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	-	298	238	moins de 40
pH	8,1	8,7	7,8	moins de 6,3

Conclusion

La région présente une sensibilité moyenne à l'acidification tandis que celle du réservoir d'eau est faible.

AGGLOMÉRATION DE VANCOUVER (district de Surrey, Vancouver et district de Burnaby)

Réservoirs

(a) lac Capilano
(b) lac Seymour
(c) lac Coquitlam

Données régionales

Roche-mère	roches méta-sédimentaires (gneiss et schiste cristallin), peuvent contenir des roches volcaniques et granitiques	faible pouvoir tampon
Formations superficielles	très peu de calcaire	faible pouvoir tampon
pH des précipitations	5,0	acide

Données sur les réservoirs d'eau brute — 1980

(a) lac Capilano

	Moy.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	4,1	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	2,4	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	12	moins de 40
pH	6,3	moins de 6,3

(b) lac Seymour

	Moy.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	4,8	-	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	2,9	-	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	16	-	moins de 40
pH	6,3	5,9	moins de 6,3

(c) lac Coquitlam

Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	3,4	-	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	1,6	-	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	11	-	moins de 40
pH	6,2	5,8	moins de 6,3

Conclusion

La région ainsi que les trois réservoirs présentent une sensibilité élevée à l'acidification.

3.5 Sensibilité à l'acidification et contamination subséquente par des métaux traces des réservoirs de certaines villes canadiennes

Le but de la présente section est d'identifier un certain nombre de villes canadiennes où les précipitations acides pourraient faire augmenter la concentration d'éléments toxiques dans leur réservoir.

Il a d'abord fallu identifier les villes recevant des précipitations acides et se trouvant près de sources naturelles ou industrielles de métaux traces. On a procédé à l'identification à l'aide de deux cartes de la Commission géologique du Canada (n° 1252A et n° 900A) qui indique l'emplacement des principaux gisements au Canada. Dans certains cas, les données géochimiques disponibles ont contribué à l'identification de certaines de ces villes (Tremblay et Choinière, 1978; B.E.S.T., 1979, Coker et Shilts, 1979).

On a ensuite identifié les villes possédant des réservoirs superficiels d'eau potable. On a obtenu ces renseignements dans le rapport FACE (1975).

En troisième lieu, on a rassemblé des renseignements sur la nature et la sensibilité à l'acidification de la roche-mère et des formations superficielles. Les Figures 3.1 et 3.2 fournissent la plupart de ces données. La carte n° 1250A de la Commission géologique du Canada et Clayton et coll. (1977) nous ont renseigné sur la géologie superficielle de la roche-mère de la région de Squamish (Colombie-Britannique). Les communautés situées dans des régions présentant un faible pouvoir tampon ont été considérées comme prioritaires.

Enfin, on a rassemblé des données sur les réservoirs d'eau brute de ces communautés. On a considéré la dureté de l'eau, l'alcalinité, la conductance spécifique et le pH. En comparant les valeurs obtenues pour chacune des villes choisies avec les seuils de sensibilité, on a déterminé la sensibilité à l'acidification des eaux de leurs réservoirs.

On s'est adressé aux municipalités concernées pour obtenir la valeur des paramètres à l'étude. Lorsque c'était possible, on a obtenu les valeurs pour l'année 1980 (moyenne, maximale et minimale). Cependant, dans certains cas, on n'a pu obtenir que la moyenne pour chacun des paramètres pour 1980, alors que dans d'autres cas un nombre encore plus restreint de données était disponible.

Dans la présente section, on a présenté les données disponibles pour 10 villes, accompagnées de quelques remarques. Dans le cas de Rouyn, au Québec, on a obtenu une quantité considérable de données pertinentes. Les données pour d'autres villes, en particulier les données sur la présence d'éléments toxiques, s'appliquaient surtout à la région plutôt qu'au réservoir.

Rouyn est la seule des villes étudiées ici dont le réservoir est manifestement sensible à la contamination par les métaux traces causée par l'acidification. Il faudra rassembler les données limnologiques plus détaillées avant de tirer des conclusions définitives sur la toxicité des métaux dans les autres réservoirs municipaux.

SQUAMISH (COLOMBIE-BRITANNIQUE)

Réservoir — rivière Stawamus

Données régionales

Roche-mère	granite et roches plutoniques associées	faible pouvoir tampon
Formations superficielles	sols surtout sableux et pierreux, acides et non calcaires	faible pouvoir tampon
pH des précipitations	5,0	acide
Éléments toxiques potentiels	arsenic (As), plomb (Pb), zinc (Zn), cadmium (Cd)	
Métaux extraits	or (Au), argent (Ag), plomb (Pb), zinc (Zn) et cadmium (Cd)	

Données sur le réservoir d'eau brute

novembre 1980 - novembre 1981

	Moy.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	11,5	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	N.D.	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	N.D.	moins de 40
pH	7,1	moins de 6,3

		Concentration - max. admissible(1)	Objectif de qualité pour l'eau potable(1)
Plomb (µg/L)	1	50	≤1
Arsenic (µg/L)	31	50	≤5

1. Fourni par Santé et Bien-être social Canada (1978)

SQUAMISH

Commentaire

D'après les données régionales, la roche-mère présente un faible pouvoir tampon et devrait donc être sensible aux précipitations acides (pH 5,0) que reçoit la région. Il est possible que les métaux lourds de la roche-mère, des formations superficielles et des zones d'entreposage des résidus, soient libérés dans les eaux superficielles à cause de l'acidification. Dans ce cas, les objectifs relatifs à la teneur en arsenic de l'eau potable formulés par Santé et Bien-être social Canada (1978) ne sont pas respectés, bien que les concentrations maximales admissibles ne soient généralement pas dépassées. Néanmoins, en raison du faible pouvoir tampon de la roche-mère dans la région, il y a risque d'acidification à long terme. Le cas échéant, l'acidité de l'environnement pourrait libérer les métaux lourds qui se trouvent à l'état naturel dans cette région.

WAWA (ONTARIO)

Réservoir — lac Wawa

Données régionales

Roche-mère	roches volcaniques et sédimentaires et leurs équivalents métamorphiques	pouvoir tampon moyen-faible
Formations superficielles	probabilité élevée de présence de sédiments calcaires à grains fins	pouvoir tampon indéterminé ou moyen
pH des précipitations	4,4 - 4,6	acide
Élément toxique potentiel	arsenic (As)	
Métal extrait	fer (Fe)	

Données sur le réservoir d'eau brute

1980

	Moy.	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	75	80	56	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	42	47	27	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	167	184	162	moins de 40
pH	7,5	8,1	6,7	moins de 6,3

Commentaire

Les données relatives à la région de Wawa font état d'une sensibilité à l'acidification allant de moyenne à élevée. D'après Coker et Shilts (1979), les sédiments lacustres contiennent une quantité élevée d'arsenic qui pourrait être libéré dans l'eau si le lac Wawa s'acidifiait.

Selon les données actuelles sur le réservoir d'eau brute, le lac Wawa n'est pas sensible, mais l'acidification pourrait éventuellement causer un problème si les apports acides font baisser l'alcalinité.

SAULT-SAINTE-MARIE (ONTARIO)

Réservoir rivière Sainte-Marie

Données régionales

Roche-mère	calcaire, dolomite et équivalents métamorphiques	pouvoir tampon élevé
Formations superficielles	probabilité élevée de présence de sédiments calcaires à grains fins	pouvoir tampon indéterminé ou moyen
pH des précipitations	4,4 - 4,6	acide
Éléments toxiques potentiels	plomb (Pb), zinc (Zn)	
Métaux extraits	plomb (Pb), zinc (Zn), argent (Ag)	

Données sur le réservoir d'eau brute 1980

	Moy.	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	46	50	45	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	45,5	50	43	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	101	125	95	moins de 40
pH	8,2	9,1	7,9	moins de 6,3

Commentaire

L'ensemble de la région de Sault-Sainte-Marie présente un pouvoir tampon allant de moyen à élevé. Cependant, comme il s'agit d'une région productrice de plomb, de zinc et d'argent, il est probable que les sédiments des rivières et des lacs contiennent certains métaux traces provenant de la roche-mère, des résidus et de la fusion réductrice du minerai. La rivière Sainte-Marie prend sa source dans le lac Supérieur, lac immense et bien tamponné, et il est peu probable qu'elle s'acidifie de façon importante dans un avenir prochain. Il est donc aussi improbable que des quantités dangereuses de métaux traces soient libérés des sédiments de la rivière Sainte-Marie par les précipitations acides.

BRACEBRIDGE (ONTARIO)

Réservoir — lac Muskoka

Données régionales

Roche-mère	granite, granite gneiss "ortho-quartzite", syénite	faible pouvoir tampon
Formations superficielles	probabilité élevée de présence de sédiments calcaires à grains fins	pouvoir tampon indéterminé ou moyen
pH des précipitations	4,2 - 4,3	acide

Données sur le réservoir d'eau brute

mars 1981, mai 1980

	Moy. mars 1981	Moy. mai 1980	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	16	16	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	3	5	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	50	51	moins de 40
pH	6,8	6,1	moins de 6,3

Commentaire

L'ensemble de la région de Bracebridge présente une sensibilité à l'acidification allant de moyenne à élevée. L'eau du lac Muskoka, qui est le réservoir d'eau potable, atteint presque le seuil de sensibilité et présente parfois un pH moyen inférieur à 6,3. Bracebridge se trouve dans une région où l'indice de saturation en calcite (ISC) est supérieur à 4 (Figure 2.10), ce qui signifie que le pH est susceptible de baisser en dessous de 5 après acidification. Heureusement, il ne s'agit pas d'une région productrice de métaux et il est peu probable qu'il y ait une grave contamination causée par des éléments traces toxiques.

BANCROFT (ONTARIO)

Réservoir — lac Clarke

Données régionales

Roche-mère	granite, granite-gneiss, "ortho-quartzite", syénite	faible pouvoir tampon
Formations superficielles	probablement calcaires dans certaines régions et non calcaires dans d'autres	pouvoir tampon allant de faible à élevé
pH des précipitations	4,1 - 4,2	acide
Éléments toxiques potentiels	plomb (Pb), molybdène (Mo)	
Métaux extraits	uranium (U), fer (Fe)	

Données sur le réservoir d'eau brute

1978 - 1980

	Moy.	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	41	65	33	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	29	37	25	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	85	110	78	moins de 40
pH	7,2	8,6	6,7	moins de 6,3

Commentaire

Dans cette région, les précipitations sont très acides (pH 4,1-4,2) et, heureusement, les formations superficielles présentent un pouvoir tampon élevé. Dans l'ensemble de la région, la roche-mère présente un faible pouvoir tampon. On y trouve des mines d'uranium et de fer et, parmi les autres métaux importants, le plomb et le molybdène. Comme le lac Clarke ne présente pour le moment aucun signe de sensibilité à l'acidification, il est peu probable que la présence d'éléments toxiques, quels qu'ils soient, présente un danger pour la santé dans un avenir prochain.

KARMORA (ONTARIO)

Réservoir — rivière Crowe

Données régionales

Roche-mère	roches clastiques calcaires et roches carbonatées, interstratifiées ou intercalées de roches sédimentaires non calcaires, ignées et métamorphiques	pouvoir tampon moyen-élevé
Formations superficielles	probablement calcaires	pouvoir tampon élevé
pH des précipitations	4,1 - 4,2	acide
Éléments toxiques potentiels	arsenic (As), zinc (Zn), nickel, (Ni), cuivre (Cu), cobalt (Co), plomb (Pb) (dans la rivière Moira voisine)(1)	
Métal extrait	soufre (S)	

Données sur le réservoir d'eau brute

1980

	Moy.	Max.	Min.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	80	96	65	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	69	73	58	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	167	185	145	moins de 40
pH	7,7	7,8	7,6	moins de 6,3

1. Tiré de Mudroch et Capobianco (1979)

MARMORA (ONTARIO)

Commentaire

Dans cette région, les précipitations sont très acides (pH 4,1-4,2); toutefois, la roche-mère et les formations superficielles présentent un pouvoir tampon moyen élevé et la rivière Crowe ne montre aucune sensibilité à l'acidification. Par conséquent, il semble que l'eau soit bien protégée de l'acidification pour le moment.

On trouve dans cette région des mines de soufre, et le bassin hydrographique de la rivière Moira voisine contient plusieurs éléments toxiques (notamment, le As) en concentrations élevées (Mudroch et Capobianco, 1979). Certains de ces éléments peuvent aussi être présents, jusqu'à un certain point, dans le réservoir Marmora.

Même si la rivière Crowe ne court apparemment aucun risque d'acidification dans un avenir rapproché, il serait bon d'entreprendre une étude sur la contamination du bassin hydrographique par les éléments traces.

ROUYN-NORANDA (QUÉBEC)

Réservoir	lac Duffault	

Données régionales

Roche-mère	roches volcaniques et roches sédimentaires et leurs équivalents métamorphiques	pouvoir tampon moyen-faible
Formations superficielles	accumulation de calcaires, transportés par les glaciers à partir d'affleurements carbonatés importants	pouvoir tampon indéterminé ou moyen
pH des précipitations	4,3 - 4,4	acide
Éléments toxiques potentiels	zinc (Zn), arsenic (As), mercure (Hg), cuivre (Cu), cadmium (Cd), plomb (Pb) (dans les sédiments du lac Duffault)(1)	
Métaux extraits	or (Au), cuivre (Cu), zinc (Zn), argent (Ag)	

Données sur le réservoir d'eau brute

	Gamme	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)[b]	75 - 78	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)[a]	15 - 21	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)[b]	162	moins de 40
pH[a]	4,1	moins de 6,3

1. Fourni par B.E.S.T., 1979

[a] Février 1978
[b] Juin 1978

ROUYN-NORANDA (QUÉBEC)

Les données physico-chimiques sur le lac Duffault sont très complètes. En plus des paramètres déjà présentés, le rapport du B.E.S.T. (1979) fournit les données suivantes:

Concentrations des métaux traces dans l'eau du lac Duffault (µg/L)		Concentration max. admissible(1)	Objectif de qualité pour l'eau potable(1)
Arsenic (As)	< 2,0 - 5,0	50	5
Cadmium (Cd)	3,2 - 7,7	5	≤ 1
Cuivre (Cu)	14 - 51,4	1 000	< 1 000
Mercure (Hg)	0,06 - 0,28	1	≤0,2
Plomb (Pb)	0,2 - 28,9	50	≤ 1
Zinc (Zn)	310 - 440	5 000	5 000

Concentrations des métaux lourds dans les sédiments du lac Duffault (mg/kg)	
Cuivre (Cu)	1 178
Zinc (Zn)	2 193
Arsenic (As)	42
Mercure (Hg)	0,202
Cadmium (Cd)	17
Plomb (Pb)	375

Définitions des concentrations (mg/kg)(2)	
extrêmement contaminées	>500
extrêmement contaminées	>1 000
très contaminées	25 - 50
extrêmement contaminées	>0,2
extrêmement contaminées	>12
extrêmement contaminées	>200

1. Fourni par Santé et Bien-être social Canada (1978)
2. Fourni par B.E.S.T. (1979)

ROUYN-NORANDA (QUÉBEC)

Commentaire

Les données relatives à la qualité des eaux urbaines de Rouyn peuvent être quelque peu imprécises. Par définition, l'alcalinité totale est déterminée par titrage par un acide jusqu'à un pH de 4,5; il y a absence totale d'alcalinité à un pH inférieur (American Public Health Association, 1975). Le pH de 4,1 est donc trop faible pour l'alcalinité donnée pour Rouyn. Néanmoins, il est assez évident que ces eaux sont extrêmement acides.

La composition géologique (roche-mère et roches de surface) de la région de Rouyn ne présente qu'un pouvoir tampon allant de faible à moyen. D'après la Figure 2,1, le pH des précipitations dans cette région s'élève en moyenne à 4,3-4,4. Toutefois, elles peuvent être plus acides encore à cause des opérations sidérurgiques à Noranda. Les aires de stockage des résidus peuvent aussi produire des acides et contribuer ainsi au problème local.

Au lac Duffault, la contamination par les métaux lourds est surtout causée par d'importantes aires de stockage des résidus situées le long de ses deux affluents, soit la rivière Duprat et le ruisseau Vauze. Néanmoins, la pollution atmosphérique contribue aussi à la contamination par les métaux (B.E.S.T. 1979).

La teneur en cadmium dépasse la concentration maximale admissible de 5 µg/L, données de Santé et Bien-être social Canada (1978). Les concentrations d'arsenic, de mercure et de plomb approchent ou dépassent les objectifs de qualité pour l'eau potable. La qualité de l'eau de la ville de Rouyn est donc douteuse. Il y aurait lieu de mettre en oeuvre un programme de contrôle rigoureux de façon à fournir un "système d'avertissement" permettant de déceler longtemps d'avance les risques de contamination. Il faudrait également prendre des mesures pour enrayer la contamination par les métaux et l'acidification à l'échelle régionale, car la santé des personnes de cette région sera de plus en plus menacée au fur et à mesure des rejets de contaminants. L'efficacité de l'élimination des métaux par le système d'épuration municipal devrait être examinée avec soin. En outre, il faudrait déterminer les risques de mobilisation des contaminants (métaux, amiante) dans le réseau de distribution. En dernier recours, il peut s'avérer nécessaire de trouver une autre source d'eau.

MATANE (QUÉBEC)

Réservoir	rivière Matane	
Données régionales		
Roche-mère	roches volcaniques et roches sédimentaires et leurs équivalents métamorphiques	pouvoir tampon moyen-faible
Formations superficielles	présence probable de formations calcaires	pouvoir tampon moyen
pH des précipitations	4,4 - 4,6	acide
Éléments toxiques potentiels(1)	cuivre (Cu), zinc (Zn), nickel (Ni), manganèse (Mn) (dans les sédiments des affluents de la rivière)	
Métaux extraits(2)	(la mine la plus proche se trouve à Murdochville, cuivre (Cu), molybdène (Mo), argent (Ag), sélénium (Se), tellure (Te), bismuth (Bi); cette mine ne se trouve pas dans le bassin hydrographique de la rivière Matane).	

Données sur le réservoir d'eau brute 1979

	Moy.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	214	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)[a]	188	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	N.D.	moins de 40
pH	7,55	moins de 6,3

1. Tiré de Tremblay et Choinière (1978)
2. Fournies par la CGC (1979)

MATANE (QUÉBEC)

Voici les données supplémentaires sur la concentration des métaux traces dans les sédiments de la rivière Matane (tirées de Tremblay et Choinière 1978):

	Cuivre dans les sédiments (mg/kg)	Définition des niveaux de contamination[1] (mg/kg)
Cuivre	173 - 345	contaminés (100-200) à très contaminés (200-500)
Zinc	493 - 2 640	très contaminés (500-1000) à extrêmement contaminés (>1 000)
Nickel	70 - 140	-
Manganèse	3 801 - 7 600	-

Commentaire

La roche-mère de la région ne présente qu'un pouvoir tampon moyen-faible: cependant, les formations superficielles semblent offrir un certain degré de protection-tampon, ce qui rend la rivière Matane très résistante à l'acidification à Matane.

Les concentrations élevées de métaux traces dans les sédiments de la rivière Matane indiquent la présence d'une source possible de contamination dans les eaux urbaines. Ces métaux ne semblent pas provenir d'une source anthropique importante de la région, et selon toute vraisemblance ils sont principalement d'origine géologique. Heureusement, vu le pH neutre et l'alcalinité élevée, on peut prévoir que les métaux traces se trouvant dans la rivière Matane resteront à l'état de particules en suspension et, qu'à long terme, l'acidification pourrait épuiser le pouvoir tampon, donnant aussi lieu à un problème de contamination.

---

1. Tiré de B.E.S.T. (1979)

BAIE VERTE (TERRE-NEUVE)

Réservoirs

(a) ruisseau Rattling
(b) ruisseau Baie Verte

Données régionales

Roche-mère	régions en aval - roches volcaniques et sédimentaires et leurs équivalents métamorphiques	pouvoir tampon moyen-faible
	régions en amont - granite, granite-gneiss, "orthoquartzite", syénite	faible pouvoir tampon
Formations superficielles	probablement non calcaires	faible pouvoir tampon
pH des précipitations	>4,6	probablement acide
Élément toxique potentiel	cuivre (Cu)	
Métaux extraits	cuivre (Cu), or (Au), argent (Ag)	

Données sur le réservoir d'eau brute

juillet 1979

(a) ruisseau Rattling

	Moy.	Seuil de sensibilité
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	14,01	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	6,4	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	47,92	moins de 40
pH	6,25	moins de 6,3

(b) ruisseau Baie Verte

Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	18,58	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	13,0	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	53,53	moins de 40
pH	6,97	moins de 6,3

BAIE VERTE (TERRE-NEUVE)

Commentaire

D'après les données géologiques, la région présente un pouvoir tampon allant de faible à moyen. Le ruisseau Rattling est très sensible à l'acidification d'après l'alcalinité, la dureté et le pH de son eau. Le ruisseau Baie Verte est à la limite de la sensibilité; par définition, il est sensible à cause de la valeur de son alcalinité.

Les données relatives à la contamination par les métaux dans la région du ruisseau Baie Verte ne sont pas disponibles, mais étant donné la présence d'une mine de cuivre-argent, il est probable que les bassins hydrographiques soient contaminés. Il y a lieu de pousser plus loin l'étude de la qualité de l'eau et des sédiments du ruisseau Rattling et du ruisseau Baie Verte, en particulier à cause de la sensibilité de la région à l'acidification.

BATHURST (NOUVEAU-BRUNSWICK)

Réservoirs

(a) ruisseau Carter
(b) rivière Middle

Données régionales

Roche-mère	roches sédimentaires et volcaniques et leurs équivalents métamorphiques	pouvoir tampon moyen-faible
Formations superficielles	régions en aval - probabilité élevée de présence de sédiments calcaires marins à grains fins	pouvoir tampon indéterminé ou moyen
	régions en amont - probablement non calcaires	faible pouvoir tampon
pH des précipitations	4,4 - 4,6	acide
Éléments toxiques potentiels	plomb (Pb), zinc (Zn), cuivre (Cu)	
Métaux extraits	zinc (Zn), plomb (Pb), cuivre (Cu), argent (Ag), bismuth (Bi), or (Au)	

Données sur le réservoir d'eau brute

novembre 1981

	Moy.	Seuil de sensibilité
(a) ruisseau Carter		
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	90	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	N.D.	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	N.D.	moins de 40
pH	7,2	moins de 6,3
(b) rivière Middle		
Dureté de l'eau ($CaCO_3$, mg/L)	20	moins de 15
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	N.D.	moins de 15
Conductance spécifique (µmhos/cm)	N.D.	moins de 40
pH	6,6	moins de 6,3

BATHURST (NOUVEAU-BRUNSWICK)

Commentaire

D'après les données disponibles, les réservoirs de Bathurst se trouvent dans une région qui présente une sensibilité à l'acidification allant de moyenne à élevée. Par ailleurs, les données sur les réservoirs ne font état d'aucune sensibilité à l'acidification pour le moment.

De nombreuses mines se trouvent dans la région de Bathurst; on y extrait du zinc (Zn), du cuivre (Cu), de l'argent (Ag), du bismuth (Bi) et de l'or (Au). Il est possible que les précipitations acides extraient les métaux de la roche-mère et les transportent jusque dans les eaux superficielles de la région. Les zones de rejet des résidus constituent aussi des sources probables de contamination par les métaux. Malheureusement, les données sur la contamination par les métaux traces dans la région de Bathurst n'étaient pas disponibles.

4. SOURCES DES DONNÉES

4.1 Sources des données sur la chimie des précipitations au Canada

On peut retracer l'augmentation de l'acidité (baisse du pH) des précipitations avec le temps en Amérique du Nord au moins jusqu'aux années 1950 et 1960, en calculant le pH à partir de la composition chimique des précipitations (Cogbill, 1976; Likens et coll., 1979). Les résultats, obtenus en portant des points sur des cartes hypsométriques et en reliant tous les points de même acidité, présentent plusieurs faiblesses. Par exemple, le pH des précipitations peut varier de façon importante sur de courtes distances. Dans un cas, le pH moyen des précipitations tombant sur le Bouclier canadien dans la région de Haliburton-Muskoka était inférieur par plus d'une unité à celui observé au même moment à plusieurs milles de là, mais hors du Bouclier (Dillon et coll., 1978). Les écarts régionaux peuvent être causés par les charges de poussières atmosphériques et les effets météorologiques.

Le gouvernement fédéral dirige actuellement deux programmes importants en vue de contrôler la chimie des précipitations. Le réseau CANSAP (réseau canadien d'échantillonnage des précipitations) est constitué de 53 stations de prélèvement réparties à travers le Canada (énumérées au Tableau 4.1). On y détermine l'acidité de chaque échantillon et on y dose les principaux ions solubles, dont les sulfates et les nitrates. Ce programme a été mis en oeuvre en janvier 1977.

Le réseau canadien de contrôle de l'air et des précipitations APN (Canadian Air and Precipitation Monitoring Network) a été mis en oeuvre à la fin de 1978. Il permet de contrôler la chimie des précipitations et des retombées. On ajoutera en 1981 de nouvelles stations au réseau qui en comprend déjà cinq.

Au plan provincial, l'Est possède un petit réseau concentré d'installations de contrôle du pH en Nouvelle-Écosse (en opération depuis 1977). Par ailleurs, de nombreuses études sur les régions de Sudbury, de Muskoka-Haliburton et des Grands Lacs ont été entreprises par le ministère de l'Environnement de l'Ontario depuis 1976 (dont des études sur les précipitations et les retombées et sur le pH des lacs). La Figure 4.1 donne plus de précisions. Depuis 1974, l'Ontario Hydro s'occupe de

Tableau 4.1: Stations des réseaux de contrôle

Programme	Région		Temps
A P N (Réseau canadien de contrôle de l'air et des précipitations)	5 sites	Paramètres contrôlés	Début
	1. Kenora	précipitations, air	15 nov. 1978
	2. Chalk River	précipitations, air	1er nov. 1978
	3. Long Point	précipitations, air	jan. 1979
	4. Parc Kejimkujik	précipitations, air	mai 1979
	5. Tour du CN	- air	juin 1977
	On a déterminé le pH des précipitations ainsi que leur teneur en $SO_4^=$, NO_3^-, Cl^-, Ca^{++}, NH_4^+, Mg^{++}, Na^+, K^+, phosphore total, et particules et SO_2.		
CANSAP (Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations)	C.-B.	Sask.	jan. 1977 jusqu'à présent
	Terrace	Cree Lake	
	Port Hardy	Kindersley	
	Vancouver	Wynyard	
	Kelowna		
	Revelstoke	Manitoba	
	Pr. George	Le Pas	
	Ft. St. John	Dauphin	
	Ft. Nelson	Bisset	
		Churchill	
	Yukon		
	Whitehorse	Ontario	
		Trout Lake	
	T.N.-O.	Pickle Lake	
	Inuvik	Ela	
	Ft. Reliance	Atikokan	
	Hay River	Moosonee	
		Kapuskasing	
	Alberta	Dorset	
	Edson	Kingston	
	Rocky Mountain House	Peterborough	
		Mt. Forest	
	Coronation	Simcoe	
	Lethbridge	Harrow	
	Ft. McMurray		
	Québec		
	St-Hubert		
	Maniwaki		
	Ville de Québec		
	Chibougamau		
	Sept-Îles		
	Nitchoquon		
	Fort Chimo		
	T.-N.		
	Goose Bay		
	Gander		
	Stephenville		
	N.-B.		
	Charlo		
	Acadia Fes		
	Saint-Jean		
	N.-É.		
	Truro		
	Kejimkujik		
	Shelburne		
	Îles de Sable		
	Ces stations permettent d'obtenir des données sur la chimie des précipitations, soit la teneur en $SO_4^=$, NO_3^-, Cl^-, NH_4^+, K^+, Mg^{++}, Ca^{++}.		

9 stations de prélèvements pluvio-métriques (situées près de ses centrales électriques). Au Manitoba, on contrôle le SO_2 à proximité de deux fonderies, soit à Flin Flon et à Thompson, depuis 1974. En 1980, on a aussi commencé à contrôler la chimie de la couverture nivale dans la forêt boréale.

Ce sont les modèles représentant la vitesse de dépôt du SO_2 provenant des sources ponctuelles qui constituent la principale source des données dans les Prairies. Les données pour la Colombie-Britannique sont relevées par le gouvernement provincial, le long de la côte.

En 1981, le Nouveau-Brunswick, Terre-Neuve, le Québec et la Saskatchewan étaient en train d'établir leurs propres réseaux.

4.2 Sources de données géochimiques

Le pouvoir tampon d'un bassin hydrographique est étroitement lié à la géochimie de la roche-mère et des formations superficielles. Les bassins peuvent être calcaires et présenter un pouvoir tampon élevé, ou encore ils peuvent être granitiques et ne posséder qu'un très faible pouvoir tampon. En interprétant les cartes géologiques publiées par les ministères provinciaux des Mines (ou l'équivalent) ou par la Commission géologique du Canada (CGC), on peut déterminer le pouvoir tampon des différents types de roches-mères et de roches superficielles. À l'aide de ces cartes, on peut identifier les types de roches qui prédominent dans une région donnée et, donc, leur pouvoir tampon et leur répartition surfacique dans cette région.

Récemment, on a compilé, interprété et résumé les données géologiques que contenaient les dossiers géochimiques de la Commission géologique du Canada de façon à produire des cartes illustrant la sensibilité des sols aux précipitations acides. Les résultats, semblables à ceux des Figures 3.1 et 3.2, ont été reportés sur trois cartes couvrant l'est du Canada, à partir de la frontière du Manitoba jusqu'aux Maritimes, c'est-à-dire la partie du pays qui suscite le plus d'inquiétude. Ces cartes seront bientôt disponibles auprès des services de publication du gouvernement fédéral.

Ces cartes ne tiennent pas compte de la contribution potentielle des matériaux superficiels au pouvoir tampon et à la sensibilité du sol. Les cartes inventoriant ou classant les terres, publiées par les ministères provinciaux des Ressources naturelles (ou l'équivalent), renseignent sur les types de matériaux superficiels présents et sur leur profondeur approximative. À l'aide de ces cartes, on peut évaluer la contribution surfacique relative des matériaux superficiels au pouvoir tampon régional du bassin hydrographique.

4.3 Sources de données sur la qualité de l'eau

Lors de la détermination du pouvoir tampon total d'un réservoir d'eau, le pH, la conductance spécifique, l'alcalinité exprimée en carbonate de calcium et l'alcalinité totale sont les paramètres qui présentent le plus d'intérêt (comme l'indique la Section 2.3.2, Chimie des eaux lacustres). Plusieurs de ces paramètres font partie intégrante de programmes réguliers dirigés par les ministères provinciaux de l'Environnement (ou l'équivalent), en vue de contrôler l'eau des bassins hydrographiques. On peut trouver ces données dans les résumés fédéraux ou provinciaux sur la qualité de l'eau (par exemple, ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1980; Pêches et Environnement Canada, 1977; NAQUADAT). En plus, de nombreuses municipalités publient un rapport annuel sur la qualité de l'eau, comme le pH et le pouvoir tampon.

Même si les données applicables à long terme ne sont pas facilement disponibles, la sensibilité relative des eaux peut être quand même déterminée grâce à l'interprétation de ces paramètres.

4.3.1 Éléments traces - chimie de l'eau et des sédiments

L'eau et les sédiments sont généralement considérés comme des substances composites représentatives des conditions géochimiques régnant à l'intérieur du bassin versant. On a évalué leurs caractéristiques chimiques en fonction de l'environnement physique (Reeder et coll., 1972) et à des fins d'exploitation. Pour sa part, la CGC a recueilli des données géochimiques sur la composition des eaux et des sédiments dans 34 régions du Canada et 10 zones détaillées de façon à déterminer une gamme différente de paramètres pour chaque région. On insiste sur l'exploitation géochimique

et les aspects d'intérêt économique. Récemment, la CGC a résumé ces données sous forme de cartes qui seront publiées; pour les obtenir, s'adresser aux services de publication du gouvernement fédéral.

Ces renseignements sont intéressants dans la mesure où ils indiquent la répartition des éléments à l'échelle locale et régionale dans la zone d'étude. Notons, toutefois, que les géologues sont plus souvent intéressés par l'abondance absolue des éléments et qu'ils effectuent normalement une extraction complète, par exemple à l'acide fluorhydrique. Les résultats ne renseignent donc généralement pas sur la minéralogie ou la mobilité de l'élément et leur valeur peut dépasser les quantités réellement susceptibles d'être mobilisées.

On n'a pas cru bon d'approfondir, dans le présent rapport, l'étude des concentrations en éléments traces dans les réservoirs d'eau. Ce sujet fera l'objet d'une étude détaillée qui devrait être entreprise après l'identification préliminaire de la sensibilité du réservoir.

4.4 Limites que présente l'utilisation des sources de données

Il est souvent possible d'analyser de façon préliminaire la sensibilité aux précipitations acides des réservoirs publics, à l'aide des données et des cartes disponibles. On peut utiliser les cartes représentant la roche-mère (par exemple, Shilts, 1981), les tills superficiels, les zones d'exploitation géochimique et les précipitations chimiques. Dans le cas des approches décrites à la Section 3, on se sert de cartes représentant, par exemple, le pH des précipitations (Figure 2.1) et la composition de la roche-mère (Figure 2.4), qui sont à petite échelle pour l'Amérique du Nord et à plus grande échelle dans le cas de bassins hydrographiques particuliers. Cependant, il faudra comparer les cartes représentant la roche-mère (par exemple, Figure 2.4) avec les observations portant sur la chimie des eaux superficielles avant de valider les conclusions concernant l'utilité de ces cartes pour déterminer la sensibilité des eaux lacustres.

Dans la plupart des régions du Canada, la roche-mère est recouverte de formations glaciaires dont l'épaisseur, la perméabilité et la minéralogie diffèrent beaucoup d'un endroit à l'autre. Dans la plupart des cas, c'est le pouvoir tampon de ces formations qui régit l'acidité des eaux

superficielles du bassin hydrographique. Comme ces formations proviennent de glaces situées en amont, il existe donc des bassins hydrographiques très peu sensibles à l'acidification, se trouvant sur une roche-mère à pouvoir tampon très faible. Dans une moindre mesure, l'inverse est aussi possible. Comme on ne possède que très peu de données sur la minéralogie, la profondeur et la perméabilité des formations glaciaires recouvrant des régions où la roche-mère est sensible aux acides (définies par Shilts, 1981), il est souvent nécessaire de hasarder certaines hypothèses. Il peut même s'avérer nécessaire de remonter en arrière à partir de la chimie du bassin hydrographique et des précipitations passées pour donner les données manquantes.

Autant il est nécessaire de bien comprendre les propriétés de "neutralisation" ou le "pouvoir tampon" des formations superficielles, autant il faut évaluer leur capacité à libérer dans l'eau potable des éléments traces potentiellement dangereux. Cette capacité s'applique à la fois aux sources anthropiques et naturelles. Il existe un ensemble de données relativement adéquat sur les sources anthropiques, mais ce sont assez souvent les sources naturelles qui risquent de contribuer le plus à la présence d'éléments traces dans les réservoirs. Ces sources naturelles peuvent se trouver dans les formations superficielles ou la roche-mère.

L'acidification des eaux pose certains problèmes dans les réseaux urbains de distribution (par exemple, corrosion des canalisations), mais la mobilisation possible de métaux lourds et d'autres contaminants dans le bassin versant par des eaux relativement acides inquiètent beaucoup les responsables de tels réseaux. La présente section portera particulièrement sur cette dernière question.

Les concentrations élevées de métaux traces observées dans les sédiments de certains lacs recevant des précipitations acides peuvent ou non traduire la mobilisation de ces métaux en raison de l'acidification. Des concentrations apparemment élevées peuvent résulter d'apports atmosphériques plutôt que de la météorisation du bassin hydrographique. Les métaux peuvent aussi se trouver sous forme minérale, c'est-à-dire particulièrement peu sensible à l'attaque par de faibles concentrations d'acides forts. Pour déterminer la sensibilité des réservoirs publics, il est essentiel de

connaître à la fois l'importance des apports atmosphériques et la forme sous laquelle se présentent les particules produites par la météorisation. On procède de la même façon dans le cas des enquêtes sanitaires classiques où il est tout aussi important de répertorier les quantités exactes de polluants rejetés en amont des réservoirs que de mesurer la concentration des polluants dans l'eau.

Les lacs de la région de Sudbury en Ontario illustrent l'effet des apports atmosphériques sur l'eau d'un lac et sur la chimie des sédiments. Dans un rayon de 30-50 km de Sudbury. le pH des précipitations et des lacs voisins s'accroît au fur et à mesure qu'on s'éloigne de Sudbury, augmentation correspondant à l'influence du dioxyde de soufre produit par le grillage des minerais et rejeté par les cheminées des fonderies. Des échantillons ponctuels de sédiments prélevés dans les lacs de la région environnante contiennent des quantités élevées de métaux traces comme le nickel. À première vue, on pourrait supposer que ces métaux traces ont été mobilisés par les précipitations acides. Toutefois, les données actuelles nous obligent à rejeter formellement cette hypothèse. Les Figures 4.2a et 4.2b représentent la répartition du nickel dans les sédiments du lit des lacs de la région de Sudbury et dans les précipitations atmosphériques. On observe une répartition semblable des concentrations de nickel dans les eaux lacustres (Sempkin, 1975). La ressemblance entre les courbes elliptiques, la baisse exponentielle des concentrations en fonction de l'éloignement de Sudbury et la présence d'autres métaux traces et de dioxyde de soufre ont amené Sempkin à conclure que le transport atmosphérique à partir des fonderies de minerais nickélifères à Sudbury en était la principale cause. La teneur en nickel des sédiments de la baie Georgienne semble aussi traduire les apports atmosphériques provenant de la région de Sudbury, alors que la présence de nickel dans le reste des Grands Lacs s'explique par des processus naturels de météorisation (Snodgrass, 1980).

D'après Sempkin, une fraction plus importante de la quantité totale de métal dans la colonne d'eau de ces lacs était soluble à des pH plus faibles. Il a étudié le cas du nickel, du fer, du zinc et du cuivre. La Figure 4.2c, qui s'applique au nickel, illustre bien cette relation. La présence dans les eaux lacustres de faible pH de concentrations plus

élevées de métaux risque de rendre encore plus complexe la gestion des eaux. Le fait que les métaux se trouvent sous la forme de particules en suspension rend leur élimination difficile dans les usines classiques de filtration, lorsqu'on n'utilise pas de coagulants destinés à les faire précipiter.

Pour déterminer si la teneur en métaux des sédiments lacustres les rend susceptibles à la mobilisation, il est souvent essentiel d'étudier leur distribution verticale, la proportion particules en suspension/espèces solubles, leurs associations minérales et leur extractibilité en milieu acide. Cependant, les sources de données habituelles ne fournissent pas ces renseignements. C'est en examinant la répartition d'un métal dans une carotte de sédiments (pouvant représenter 100 ans) qu'on peut déterminer si les processus du bassin hydrographique ou les apports atmosphériques ont subi des changements importants. Les concentrations de nickel et d'autres métaux traces dans les sédiments lacustres prélevés près de Sudbury diminuent de façon marquée avec l'épaisseur de la couche de sédiment, ce qui traduit l'apport accru d'origine anthropique. L'étude de la teneur en métaux de l'eau de porosité donne une certaine idée de la quantité pouvant être mobilisée en milieu acide, dans le cas de sédiments lacustres rendus encore plus acides que l'eau superposée par des processus de dégradation microbienne.

La mobilisation des métaux dépend de la forme sous laquelle ils se présentent à leur entrée dans le lac. Si le métal est adsorbé à la surface de limon ou d'argile, il est extrait plus facilement dans des conditions de pH moyennement faible que s'il est coprécipité sur une surface ou incorporé dans un réseau argileux ou dans une matrice minérale. D'habitude, on mesure la concentration totale des métaux dans les sédiments lacustres; à l'occasion, on utilise une extraction à l'aide d'un acide faible pour simuler la libération rapide possible des métaux en milieu acide. Les conditions à long terme sont mieux simulées lorsque les particules de sédiments jouent le rôle d'échangeurs d'ions (par exemple, H^+ s'échangeant contre un ion métallique).

Dans le cas de certains métaux, la forme inorganique est relativement insoluble lorsque le pH de l'eau correspond à celui des lacs acides, alors que la forme organique est relativement soluble. Citons par exemple

les formes méthylées du mercure et de l'arsenic. Le mercure inorganique est presque insoluble dans l'eau. Il peut toutefois être converti en méthyl-mercure par l'action de bactéries aérobies. Ces espèces organo-métalliques peuvent s'accumuler dans la chaîne alimentaire et atteindre des concentrations dangereuses dans le poisson. En gestion des eaux, on se préoccupe surtout de la présence d'une quantité importante de méthyl-mercure dans des particules organiques (par exemple, dans les algues ou le zooplancton) et de savoir si les processus de coagulation-filtration permettent d'éliminer ces particules. Pour savoir si ces formes de mercure peuvent apparaître, il faut analyser la population anaérobie des sédiments lacustres et évaluer le pouvoir de mobilisation de toute formation contenant du mercure à l'intérieur du bassin hydrographique.

En dernier lieu, une étude des données, fournie par divers organismes a révélé une série d'anomalies internes. Il se pourrait donc que les méthodes analytiques ou le matériel utilisé à l'échelle locale ne soient pas assez précis pour fournir des données suffisamment exactes permettant d'établir définitivement si une eau est sensible ou non. On a indiqué les cas où il était flagrant que les données n'étaient pas assez précises. Dans d'autres cas, il était impossible d'apprécier la précision; on a alors supposé que les données sont raisonnablement exactes.

5. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Le rapport qui précède décrit les facteurs fondamentaux à considérer lors de la détermination des pouvoirs tampons potentiels, à l'échelle d'un bassin hydrographique ou d'une région. Il contient aussi une méthode simple permettant d'évaluer la sensibilité d'un réservoir à l'acidification à partir de renseignements faciles à obtenir. Il s'agit d'une méthode préliminaire et générale, qui se veut un moyen de classer les réservoirs par ordre de priorité en vue d'études plus détaillées. Par conséquent, on doit l'utiliser en tenant compte du fait que des facteurs particuliers, par exemple un apport important d'eaux souterraines, peuvent faire varier considérablement la sensibilité observée de la sensibilité calculée.

On recommande d'appliquer cette méthode relativement simple et générale, qui permet de déterminer la sensibilité des eaux aux effets des précipitations acides, à de nombreux autres réservoirs au Canada. En utilisant les données disponibles pour classer les réserves en fonction de leur sensibilité relative et en notant les écarts entre les données, on pourra établir des priorités en vue d'études ultérieures.

On recommande en outre que plusieurs des réservoirs s'étant avérés les plus sensibles après avoir été analysés par la méthode générale, soient évalués à l'aide des méthodes détaillées, décrites à la Section 2.3 RÉSEAUX D'EAUX DE SURFACE. Ces méthodes examineront d'abord l'alcalinité, le pH et la conductivité de l'eau; on tracera ensuite les courbes de neutralisation des substances alcalines à partir d'échantillons prélevés in situ; finalement on étudiera les effets du bassin versant (eaux souterraines et superficielles) ainsi que les processus internes du lac responsables de la formation et de la consommation des substances alcalines. Ces méthodes détaillées permettront d'estimer le taux de baisse du pH dans les réservoirs sensibles.

On aura alors les outils de gestion nécessaires pour mettre au point un programme efficace de contrôle. On pourra entreprendre des contrôles dans les réservoirs les plus sensibles et les plus menacés à court terme. Dans le cas de contrôles réguliers ou continus, on devrait se limiter aux paramètres suivants: pH, conductivité spécifique et alcalinité. On pourra ensuite déterminer la concentration des éléments traces dans l'eau grâce à des prélèvements périodiques correspondant aux cycles du pH, de la

conductivité spécifique ou de l'alcalinité (par exemple, pendant la période de crue au printemps, lorsque les apports acides seront à leur maximum, et de nouveau, pendant la période d'étiage).

De cette façon, une recherche effectuée à échelle relativement petite, contribuerait à caractériser un réservoir et à nous éclairer sur les effets qu'auront éventuellement les précipitations acides. Ces renseignements pourraient aussi servir à déterminer l'opportunité des traitements employés dans les réseaux canadiens de distribution d'eau potable. Il s'agit d'une approche simple et rentable à un problème à la fois vaste et complexe.

Aux Sections 3.4 et 3.5, on a évalué la sensibilité des eaux alimentant plusieurs centres canadiens importants et moins importants. Parmi les réservoirs des grandes villes, ceux d'Halifax et, jusqu'à un certain point, ceux de Vancouver, présentent une sensibilité potentielle. À la lumière des données exposées dans le présent rapport, nous recommandons que soit effectuée une étude plus détaillée du réservoir d'Halifax. Cette étude devra, entre autres, confirmer les données susmentionnées et présenter un examen des données antérieures qui pourraient révéler une tendance quelconque ainsi que les résultats du dosage des éléments traces dans l'eau brute et traitée, qui pourraient être libérés dans le bassin hydrographique par extraction acide. En outre, nous recommandons qu'une étude semblable soit effectuée par la suite au lac Pockwock, source principale, sur la couche organique superficielle oxydée et sur une couche sédimentaire réduite. Si des quantités importantes d'éléments potentiellement toxiques étaient présentes, il faudrait examiner les effets de l'acidification sur la libération de ces éléments ainsi que l'efficacité du traitement à les éliminer avant la distribution.

Au chapitre des petits centres, il semblerait justifié d'étudier plus en détail la ville de Rouyn-Noranda même si cette région ne réagit pas nécessairement aux précipitations acides. Dans ce cas, il y aurait lieu de doser régulièrement les éléments traces potentiellement toxiques dans les eaux brutes et traitées; il faudrait aussi effectuer une étude comparable à celle qu'on recommande dans le cas d'Halifax, pour étudier la libération potentielle des éléments traces provenant du lac Duffault.

RÉFÉRENCES

Altschuller, A.P., G.A. McBean, 1980, second rapport du groupe consultatif de recherches États-Unis-Canada sur le transport à grande distance de polluants atmosphériques.

American Public Health Association, 1975, Standard methods for the examination of water and wasterwater, 14e édition, A.P.H.A., Washington, D.C.

Babich, H., D.L. Davis et G. Stotzky, 1980, "Acid Precipitation: Causes and Consequences", Environment 22(4): 6:41.

B.E.S.T., 1979, Bureau d'études sur les substances toxiques. Projet "Région Rouyn-Noranda". Étude écologique de la région de Rouyn-Noranda. Rapport E-17.

Burque, S., T. Mozas et A. Rodriguez, 1980, "Factors influencing retention of lanthanide ions by montmorillonite", Clay Minerals 15: 410-413.

Carroll, D., 1970, "Rock Weathering", dans Monographs in Geoscience (W. Fairbridge, éd.). Plenum Press, N.-Y.

Canada, Pêche et Environnement Canada, 1977, Water Quality Data. Saskatchewan 1961-1975. Direction générale des eaux intérieures, direction de la qualité des eaux, Ottawa, Canada, 1977.

Canada, Pêche et Environnement Canada, 1978, Atlas hydrologique du Canada, publié par Approvisionnements et Services Canada.

Clayton, J.S., W.A. Ehrlich, D.B. Cann, J.H. Day et I.B. Marshall, 1977, Soils of Canada, vol. 2, Inventory, Agriculture Canada.

Cogbill, C.V., 1976, "The History and Character of Acid Precipitation in Eastern North America", dans Proceedings of the First International Conference in Acid Precipitation and the Forest Ecosystem, 12-15 mai 1975, Columbus, Ohio, Éditeur L.S. Dochinger, J.A. Seliga. U.S. Forest Service General Technical Report NE-23, Ministère de l'Agriculture des États-Unis.

Coker, W.B. et Shilts, W.W., 1979, "Lacustrine geochemistry around the north shore of Lake Superior: Implications for the effects of acid precipitation"; dans Current Research, Part C. Commission géologique du Canada, document 79-1C, pp. 1-15.

Deer, W.A., R.A. Howie et J. Zussman, 1967, An Introduction to the Rock Forming Minerals, Longmans, Green, and Co. Ltd., London.

Dillon, P.J., D.S. Jeffries, W. Synder, R. Reid, N.D. Yan, D. Evans, J. Moss et W.A. Scheider, 1978. "Acid Precipitation in South-Central Ontario: Recent Observations", J. Fish Res. Bd. Canada 35 (6): 809-815.

Dobrzanski, B., et J. Wondrausch, 1953, "Soluble aluminum in soils", Ann. Univ. M. Curie Sklodowska BE: 263-281.

Duddy, I.R., 1980, "Redistribution and fractionation of rare-earth and other elements in a weathering profile", Chemical Geology, 30: 363-382.

Eisenreich, S.J., B.B. Looney et J.D. Thornton, 1980, "Assessment of organic airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem". Great Lakes Science Advisory Board, 1980 Annual Report to the International Joint Commission, Annexe A.

FACE, 1975, Fédération des Associations Canadiennes de l'Environnement. Inventaire national des équipements en eau des municipalités du Canada.

Galloway, J.N., et E.B. Cowling, 1978, "The Effects of Precipitation on Aquatic and Terrestrial Ecosystems: Proposed Precipitation Chemistry Network", J. Air Pollution Control Association. 28(3): 229-235.

Gardiner, J., 1974, "The Chemistry of Cadmium in Natural Water - II. The Adsorption of Cadmium on River Muds and Naturally Occurring Solids", Water Research 8: 157-164.

Garrels, R.M., 1967, "Researches in Geochemistry vol. 2". (P. Abelson, éd.), John Wiley & Sons Inc. 405-420.

Garrels, R.M., et F.T. Mackenzie, 1967, dans: "Equilibrium Concepts in Natural Water Systems" (W. Stumm, éd.). Advances in Chem. Series n° 67, Am. Chem. Soc. 222-242.

Garrels, R.M., F.T. Mackenzie et C. Hunt, 1975, "Chemical Cycles and the Global Environment: Assessing Human Influences". Kaufman, Los Altos, Calif. (206 pp.).

GCA Corporation, 1980, Acid Rain Information, Rapport préparé pour le compte du Ministère de l'Énergie des États-Unis. Contrat N° DE-AC02-79EV10273.

Commission géologique du Canada, 1972, Géologie et ressources minérales du Canada, partie C, carte géologique du Canada #1250A Énergie, Mines et Ressources, Canada.

_____, 1979, Les principales régions minières du Canada, carte #900A, Énergie, Mines et Ressources Canada.

Gran, G., 1952, "Determination of the equivalence point in potentiometric titration II", Analyst. 77: 661-671.

Grant, H.W., 1963, "Clays and Clay Minerals" (E. Ingersol, éd.), Pergamon Press.

Hall, P.L., 1980, "The application of electron spin resonance spectroscopy to studies of clay minerals: 1. Isomorphous substitutions and external surface properties", Clay Minerals, 15: 321-350.

Santé et Bien-être social Canada, 1978, Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, 79 pp.

Hilburn, M.E., 1979, "Environmental Lead in Perspective", Chem. Soc. Rev. 8(1).

Hoffmann, M.R., et S.J. Eisenreich, 1981, "Development of a Computer-Generated Equilibrium Model for the Variation of Iron and Manganese in the Hypolimnion of Lake Mendota". Environmental Science and Technology 15: 339-344.

Jackson, M.J., 1964, dans: Chemistry of the Soil (2e édition), (F.E. Bear, éd.), Am. Chem. Soc. Monograph Series, 16: 71-141, Van Nostrand Reinhold Co., N.-Y.

Jenne, R.L., 1968, "Controls on Mn, Fe, Co, Ni, Cu et Zn concentrations in soils and water: the significant role of hydrous Mn and Fe oxides", dans: Trace Inorganics in Water (R.A. Baker, éd.). Advances in Chem. Series, No. 73: 337-388, Am. Chem. Soc.

Kemp, P.H., 1971, "Chemistry of Natural Waters - IV, Saturation pH Value", Water Research 5: 735-740.

Kramer, J.R., 1977, "Geochemical Factors and Terrain Response to Environmental Contaminants". Report to IWD Subvention Program, Environnement Canada, 1977.

_____, 1978, "Geochemical Factors and Terrain Response to Environmental Contaminants", Report to IWD Subvention Program, Environnement Canada, 1978.

Kronberg, B.J., W.S. Fyfe, O.H. Leonardos et A.M. Santos, 1979, "The Chemistry of some Brazilian Soils: Element Mobility During Intense Weathering", Chem. Geol. 24: 211-229.

Langelier, W.F., 1946, "The Analytical Control of Anti-Corrosion Water Treatment", J. Am. Water Works Assoc. 28: 1500-1521.

_____, 1946, "Chemical Equilibria in Water Treatment". J. Am. Water Works Assoc. 38: 169.

Langmuir, D. et J.S. Herman, 1980, "The Mobility of Thorium in Natural Waters at Low Temperatures", Geochim. et Cosmochim. Acta 44: 1753-1766.

Gouvernement de la province d'Ontario, 1979, Standing Committee on Resources Development. Final report on acidic precipitation, abatement of emissions from the International Nickel Company Operations at Sudbury, Pollution Control in the Pulp and Paper Mill at Dryden.

Lerman, A., 1979, Geochemical Processus - Water and Sediment Environments, John Wiley & Sons, New-York, 481, pp.

Likens, G.E., R.F. Wright, J.N. Galloway et T.J. Butter, 1979, "Acid Rain". Scientific American: 241: 43-51.

Likens, G.E., F.H. Bormann, R.S. Pierce, J.S. Eaton et E.M. Johnson, 1977, Biogeochemistry of a Forested Ecosystem, Springer-Verlag, 146 pp.

Liljestrand, H.M. et J.J. Morgan, 1981, "Spatial Variations of acid precipitation in southern California", Environmental Science and Technology 15(3): 333-338.

Mayfield, C.J., 1980, "The effects of pH on microbial transformations and release of metals in sediments". Final Report, ministère des Pêches et Océans, laboratoire de biolimnologie des Grands Lacs, Burlington (Ontario).

McGaughey, L.M. et J.V. Matson, 1980, "Prediction of the Calcium Carbonate Saturation pH in Cooling Water", Water Research 14: 1729-1735.

Mudroch, A. et J.A. Capibianco, 1979, "Effects of mine effluent on the uptake of Co, Ni, Ca, As, Zn, Cd, Cr, et Pb by aquatic macrophytes", Hydrobiologia 64: 223-231.

Murray, F., 1968, "The Adsorption of Aqueous Metals on Colloidal Mn Hydroxide", dans: Adsorption from Aqueous Solution (R.E. Gould, éd.). Advances in Chem. Series, No. 79: 74-81. Am. Chem. Soc.

Conseil national de recherches du Canada - Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, mai 1981. Acidification dans l'environnement aquatique au Canada: critères scientifiques pour évaluer les effets du dépôt acide sur les écosystèmes aquatiques. CNRC n° 18475.

Nesbitt, H.W., 1979, "Mobility and Fractionation of Rare Earth Elements During Weathering of a Granodiorite", Nature 279: 206-210.

Nesbitt, H.W., G. Markovics et R.C. Price, 1980, "Chemical Processes Affecting the Alkalis and Alkaline Earths During Continental Weathering", Geochimica Cosmochimica Acta 44: 1659-1666.

Ontario, ministère des Terres et Forêts, Surficial Geology Maps Series, rivière Kenora-Rainy, carte S165.

Ontario, ministère des Mines, carte géologique, région de Parry Sound-Huntsville, n° 2118.

Ontario, ministère de l'Environnement, 1980, "Water Quality Data for Ontario Lakes and Streams 1979", dans Water Resources, volume XV. Quality Data Series.

Ontario, ministère de l'Environnement, 1980, A report on Acidic Precipitation and Ontario Programs for Remedial Action, 24 pp.

Ontario, ministère de l'Environnement, 1981, Submission of Province of Ontario Urging Disapproval of Proposed Revision of State Implementation Plans and Urging Reconsideration of Approved Revisions and Comments. Submission to U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., le 12 mars 1981, 136 pp.

Ontario, ministère des Ressources naturelles, Ontario Land Inventory, Huntsville (1:250,000), n° de la carte, 31E.

Ontario, ministère des Ressources naturelles, Ontario Land Inventory, Kenora (1:250,000), n° de la carte, 52E.

Organisation de Coopération et de Développement Économique (OCDE), 1977, Cooperative Technical Program to Measure the Long-Range Transport of Air Pollutants.

Patrick, R., V.P. Binetti, S.G. Halterman, 1981, "Acid Lakes from Natural and Anthropogenic Causes, Science, 211: 446-448.

Reeder, S.W., B. Hitchon, A.G. Revinson, 1972, "Hydrogeochemistry of the Surface Waters of the MacKenzie River Drainage Basin, Canada I. Factors Controlling Inorganic Composition", Geochimica et Cosmochimica Acta. 36: 825-865.

Rose, A.W., H.E. Hawkes et J.S. Webb, 1979, Geochemistry in Mineral Exploration Academic Press, Londres, 657 pp.

Sempking, R.G., 1975, A limnogeochemical study of Sudbury area lakes, Thèse de maîtrise, Université McMaster, Hamilton (Ontario), 248 pp.

Shilts, W.W., 1981, Sensitivity of bedrock to acid precipitation: modification by glacial processes, Commission géologique du Canada document 81-14.

Snodgrass, W.J., 1980, Distribution and Behaviour of Nickel in the Aquatic Environment dans Nickel in the Environment (J.O. Nriagu, éd.) Wiley, 203-274.

Stumm, W. (éd.), 1977, Global Chemical Cycles and Their Alteration by Man. Abakon Verlagsgesellschaft, Berlin, 346 pp.

Thomson, I., 1980, Acid Lakes North of Lake Superior: Integrated Studies in the Wawa Area, District of Algoma, to Examine the Effects of Acid Precipitation, Ontario Geological Survey, Summary of Field Work: 140-144.

Thompson, F.C. et H.A. Wilson, 1975, "Tolerance and Synthetic Ability of Sewage Microorganisms in Acid Mine Water", West Virginia University Bulletin, série 76, n° 5-1.

Tremblay, R.L. et J. Choinière, 1978, Atlas géochimique des sédiments de ruisseau de la Gaspésie. DPV-563. Ministère des Richesses naturelles, Direction de la géologie, Division de la géochimie.

Groupe consultatif de recherche États-Unis-Canada sur le transport à grande distance de polluants atmosphériques, Le transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances en Amérique du Nord: un examen préliminaire, A.P. Altshuller, président pour les États-Unis, G.A. McBean, président pour le Canada. Deuxième rapport, 1980.

Walsh, P.R., R.A. Duce et J.L. Fasching, 1979, "Trophospheric Arsenic Over Marine and Continental Regions", J. Geophys. Res. 84 (C4): 17101-1726.

Weaver, R.H., 1968, "Ecological Study of the Effects of Strip Mining on the Microbiology of Streams", Université du Kentucky, Water Resources Institute Research Report No. 18.

Zimmerman, A.P. et H.H. Harvey, 1979, "Sensitivity to Acidification of Waters of Ontario and Neighbouring States", Report to Ontario Hydro. Université de Toronto, département de zoologie, 136 pp.

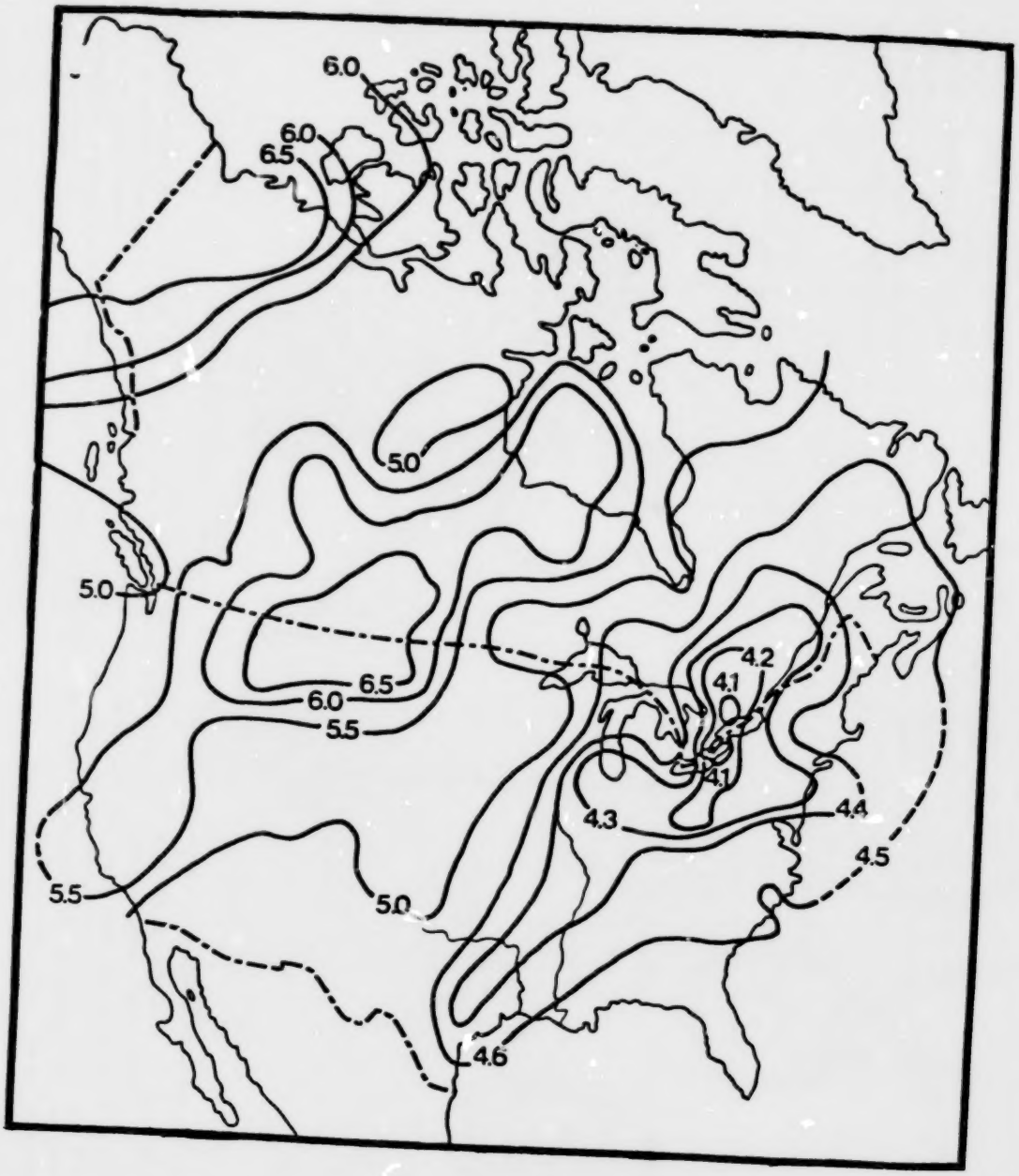


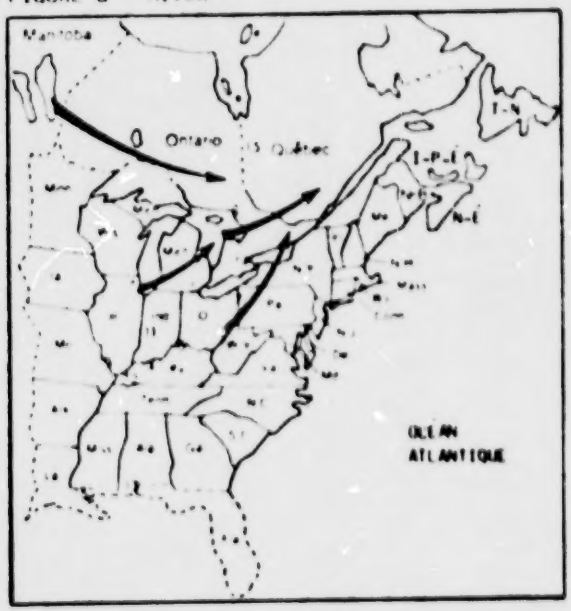
Figure 2.1 PROGRAMME NATIONAL SUR LES RETOMBÉES ATMOSPHÉRIQUES - NC141
pH annuel moyen - 1979
Précipitations pesées
DONNÉES FOURNIES PAR NADP ET CANSAP
FÉVRIER 1981

Région géographique	Grammes/Seconde
1. Est et ouest de Pittsburg; amont et centre de la vallée de la rivière Ohio	98.718.7
2. New-York, New Jersey	81.892.2
3. Toledo, Ohio; Détroit, Michigan	65.421.6
4. Ouest du Kentucky; sud de l'Indiana	53.623.7
5. Chicago, Illinois	53.040.7
6. Cincinnati, Ohio; nord du Kentucky	50.051.0
7. Cleveland, Ohio; ouest de la Pennsylvanie	47.997.7
8. Sudbury (Ontario)	43.915.3
9. Aval et centre de la rivière Ohio; Clarksburg, Virginie	42.401.3
10. Est du Montana; ouest de l'Illinois	41.298.8
11. Indianapolis, Indiana	30.202.9
12. Ouest du Kentucky	25.849.3
13. Mobile, sud de l'Alabama	24.138.5
14. Toronto (Ontario)	18.584.7
15. Rouyn-Noranda (Québec)	16.402.2
16. Sud de la Louisianne	14.596.8

TRAJECTOIRES DES ORAGES IMPORTANTS SE DÉPLAÇANT AU-DESSUS DES PRINCIPALES SOURCES DE SO_2 ET NO_x

FIGURE 7 ÉTÉ

FIGURE 8 HIVER



Chaque région géographique correspond à un carreau de 160 km de côté.
Les taux d'émission américains proviennent de la base de données SURE II et correspondent aux données pour 1977-1978 dans le cas des sources ponctuelles et aux données pour 1973-1977 dans le cas de sources régionales. Les données relatives au Canada ont été obtenues auprès d'Environnement Canada et correspondent aux données pour 1978 dans le cas des principales sources ponctuelles de SO_2 et aux données pour 1976 dans le cas des autres taux d'émission des sources régionales ou ponctuelles. La trajectoire des orages a été établie par J. Kurtz, météorologue à Environnement Ontario, à partir de données recueillies sur une période de 40 ans par le U.S. Weather Bureau.

(Données provenant du M.O.D.E., 1980)

Figure 2.2 Est de l'Amérique du Nord - Principales sources de SO_2 et de NO_x

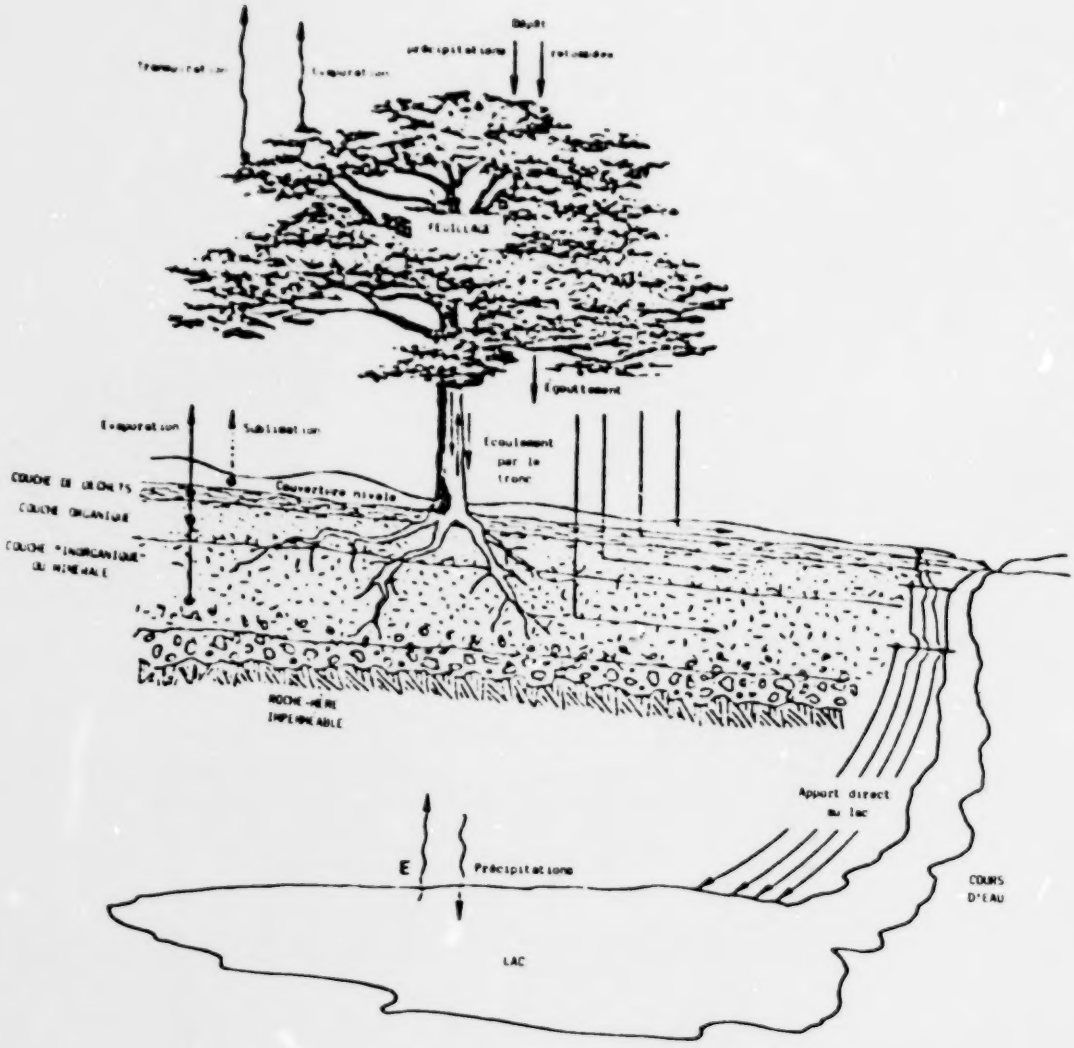


Figure 2.3 Schéma illustrant les modes d'écoulement de l'eau vers un lac

Figure 2.4 Régions de l'Amérique du Nord dont les lacs pourraient être sensibles aux précipitations acides

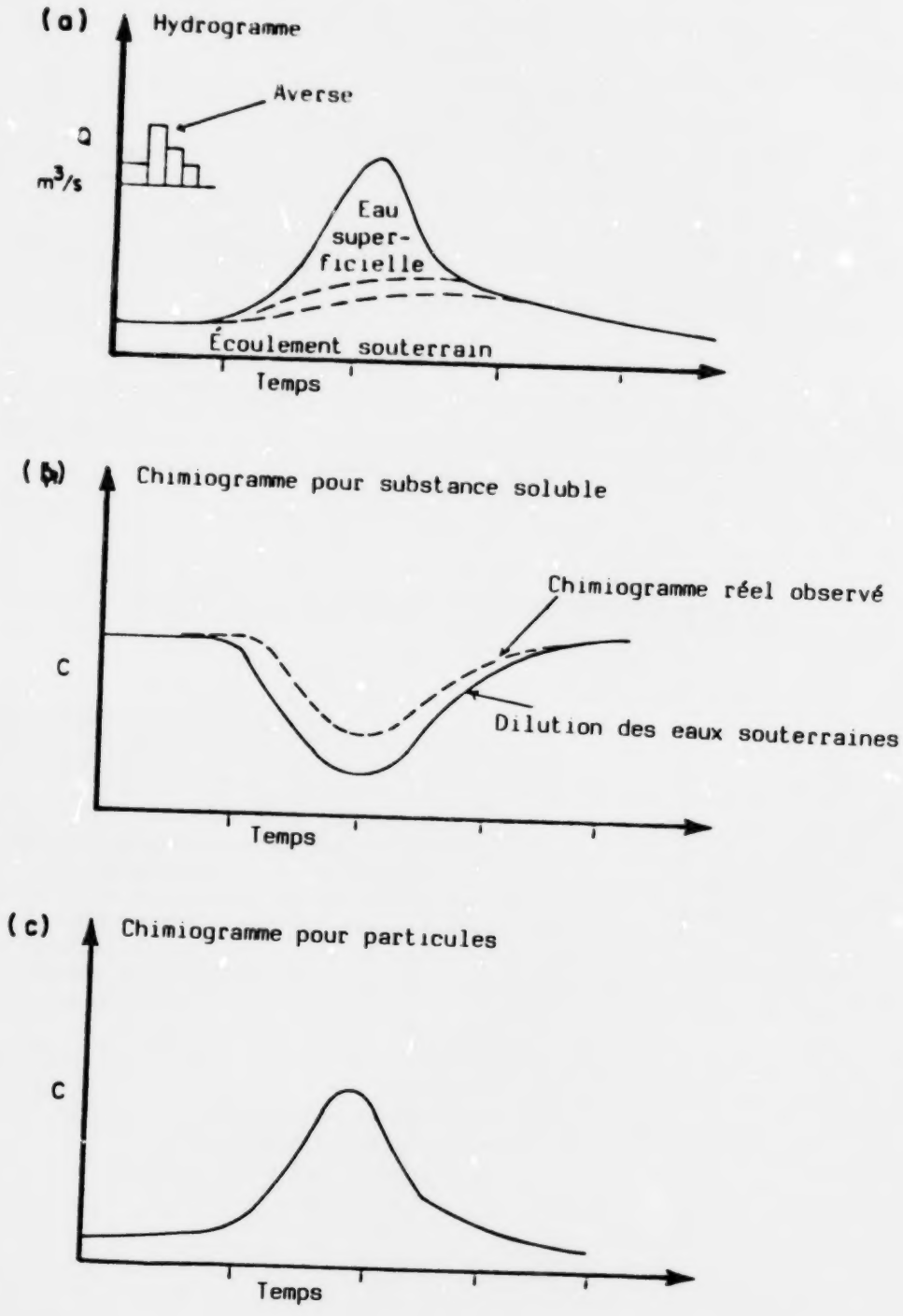
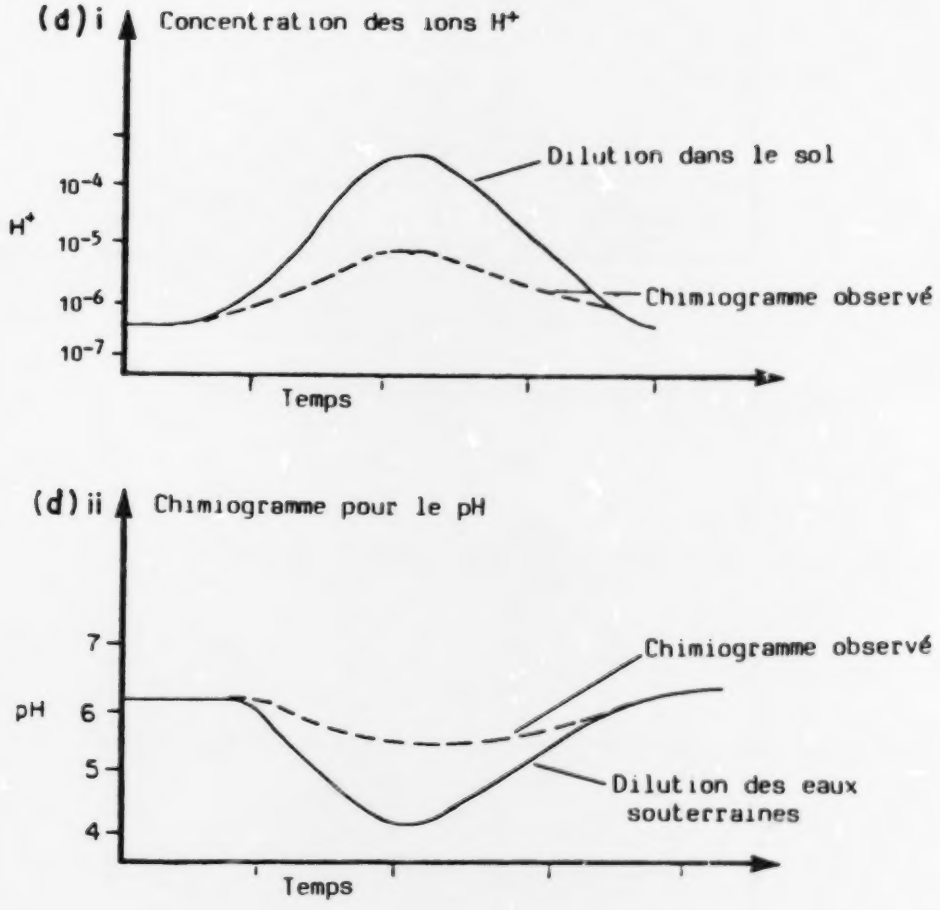
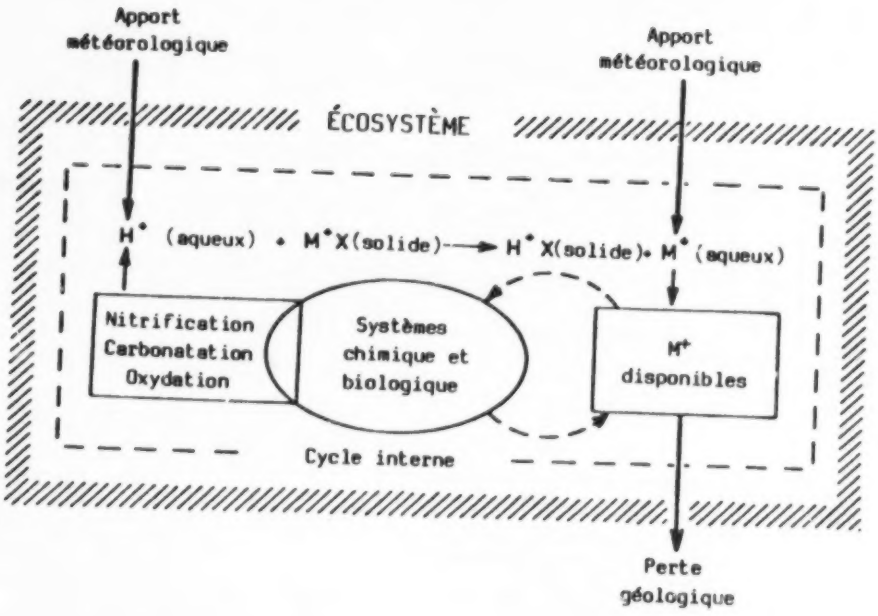


Figure 2.5 Hydrogramme et chimiogrammes généraux

Figure 2.5


(d) i
Concentration des ions H+
Dilution dans le sol
Chimiogramme observé
H+
10-4
10-5
10-6
10-7
Temps
(d) ii
Chimiogramme pour le pH
Chimiogramme observé
Dilution des eaux souterraines
pH
7
6
5
4
Temps



M^+ représente un cation alcalin et X, un substrat échangeur d'ions, normalement un minéral silicaté primaire, mais il peut aussi comprendre des dérivés comme des minéraux ou des humates du sol. D'après le schéma donné ci-haut, les H^+ ajoutés au système proviennent de sources internes et externes, les cations alcalins (M^+) sont extraits du système et les minéraux silicatés primaires (M^+X) sont transformés en minéraux secondaires (H^+X).

Figure 2.6 Description schématique de la météorisation d'un bassin hydrographique (données obtenues dans Liken's et coll., 1977)

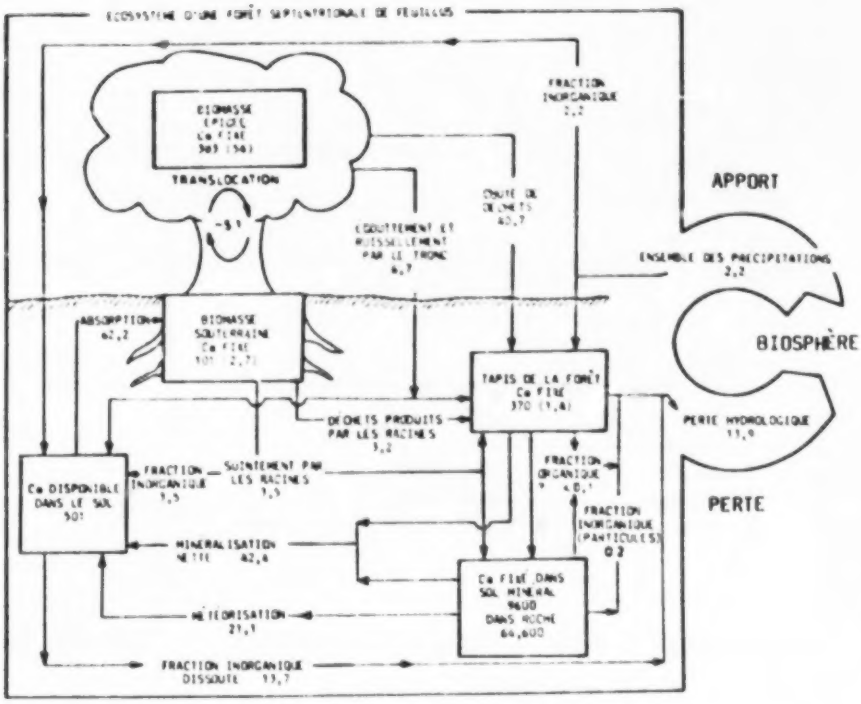


Figure 2.7 Bilan annuel du calcium dans un écosystème forestier en alluvionnement à Hubbard Brook (Les valeurs correspondant à la biomasse disponible sont exprimées en kg/ha et les valeurs de calcium, en kg/ha.an. Les chiffres entre parenthèses représentent les taux annuels d'accrétion.)

Figures 2.7 et 2.8 Schémas des écosystèmes

Généralités - Dans le diagramme, les cases représentent les points d'accumulation des éléments. Les valeurs qu'elles contiennent correspondent aux quantités accumulées, exprimées en kg/ha. Comme la forêt de Hubbard Brook est un écosystème en alluvionnement présentant une accumulation annuelle nette de biomasse, on a donné entre parenthèses, dans la case appropriée, la vitesse à laquelle l'élément s'accumule chaque année, en kg/ha.an. Les flèches tracées entre les diverses cases indiquent les déplacements annuels, exprimés en kg/ha.an.

La dernière coupe de la forêt de Hubbard Brook a eu lieu entre 1909 et 1917. Il semble que la plus grande partie de la forêt ait été coupée plus près de 1917 que de 1909. C'est pourquoi nous supposons que la forêt a recommencé à pousser vers 1915. La plupart des mesures dont on s'est servi pour établir les diagrammes ont été relevées vers 1970. Lorsque l'âge de la forêt était nécessaire (par exemple pour calculer le taux d'accrétion du tapis forestier), on a utilisé la valeur 55 ans.

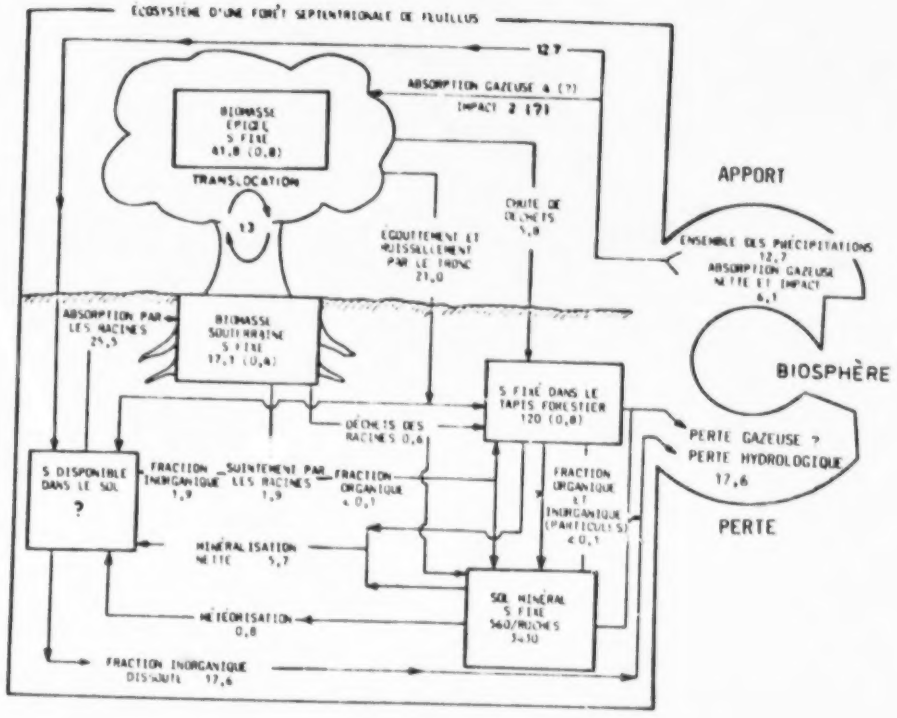


Figure 2.8 Bilan annuel du soufre dans un écosystème forestier en alluvionnement à Hubbard Brook (Les valeurs correspondant à la biomasse disponible sont exprimées en kg/ha et les déplacements de soufre, en kg/ha.an. Les valeurs entre parenthèses représentent les taux annuels d'accrétion annuels.)

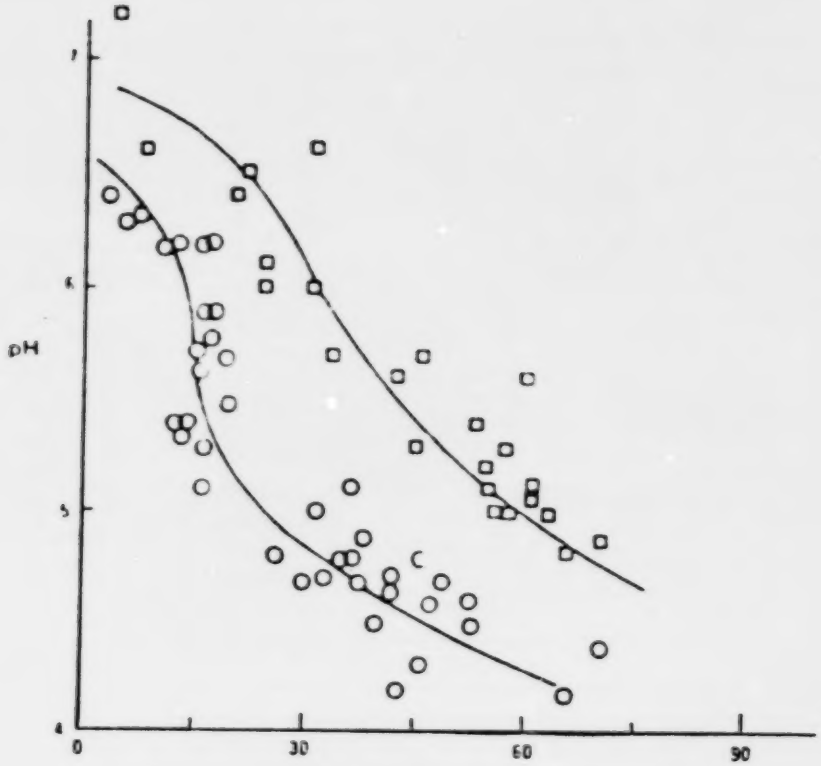


Figure 2.9 Relation entre la charge acide et la variation de pH dans un milieu très sensible et moyennement sensible

0 très sensible et
□ moyennement sensible

(GCA, 1980)

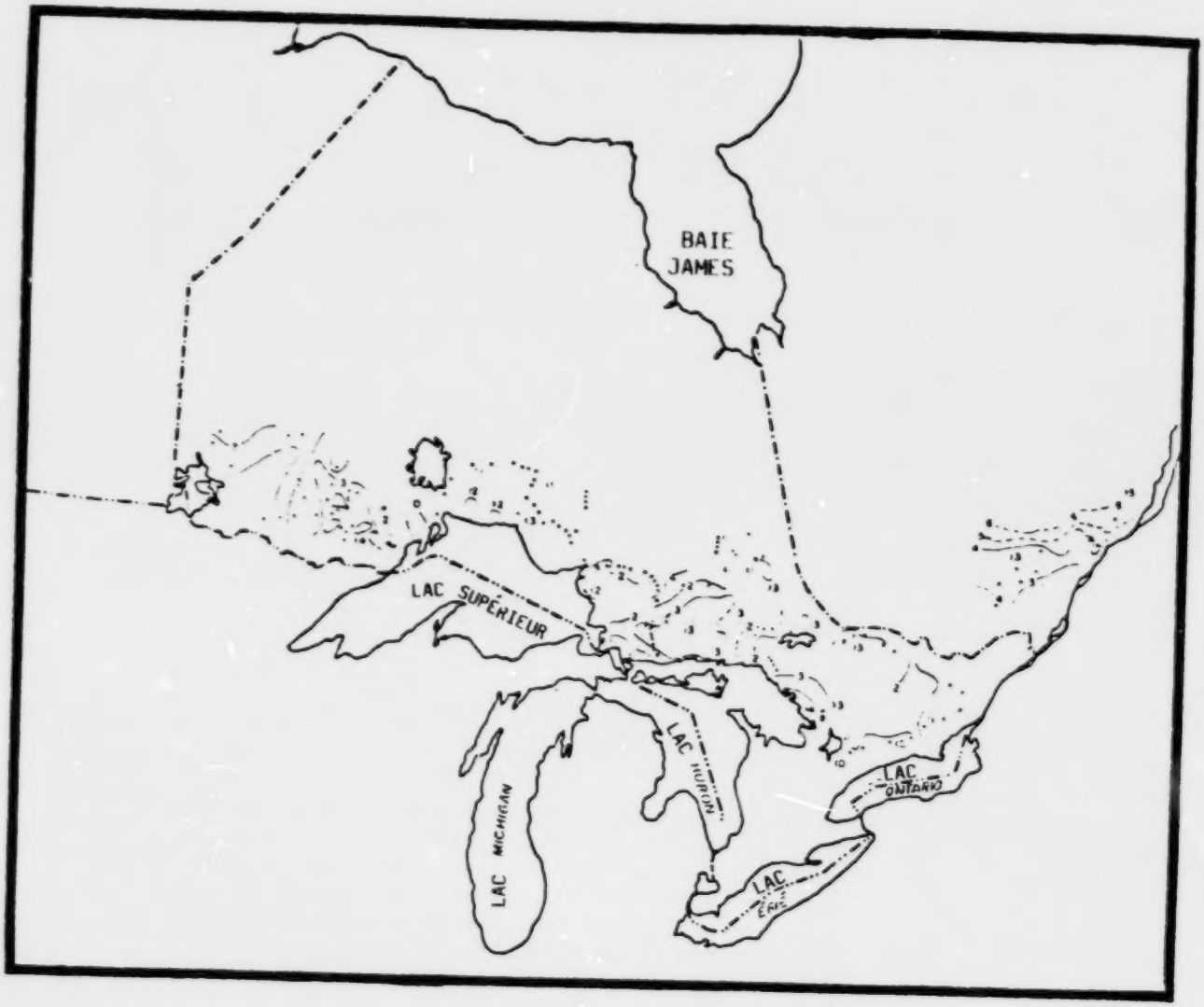


Figure 2.10 Indice de saturation en calcite (ISC) dans certaines parties du Québec et du nord de l'Ontario (Les points représentent les points de prélèvement. Le pH des régions où l'ISC est supérieur à 3 ou 4, risque de tomber sous 5 après acidification. Voici les zones particulièrement sensibles: le district de la rivière Rainy-rivière English; la région de Muskoka et du parc Algonquin; et le district d'Algoma dans l'est de l'Ontario ainsi que les régions du Québec illustrées sur la carte.) (Kramer, 1979)

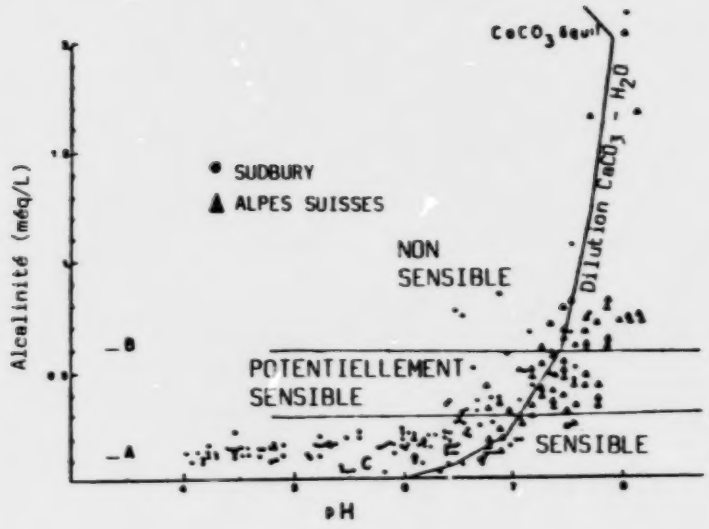


Figure 2.11 Relation entre le pH et l'alcalinité dans des lacs du Bouclier canadien et des Alpes suisses (La ligne continue représente la dilution de l'eau, à l'équilibre avec le $CaCO_3$, à une alcalinité de 2 méq/L de carbonate. A et B représentent les valeurs limites du pH dans le cas d'un témoin au silicate d'alumine, alors que C représente le pH obtenu à partir de l'équilibre (atm) $FeOOH-H_2O-CO_2$.) (Kramer, 1977)

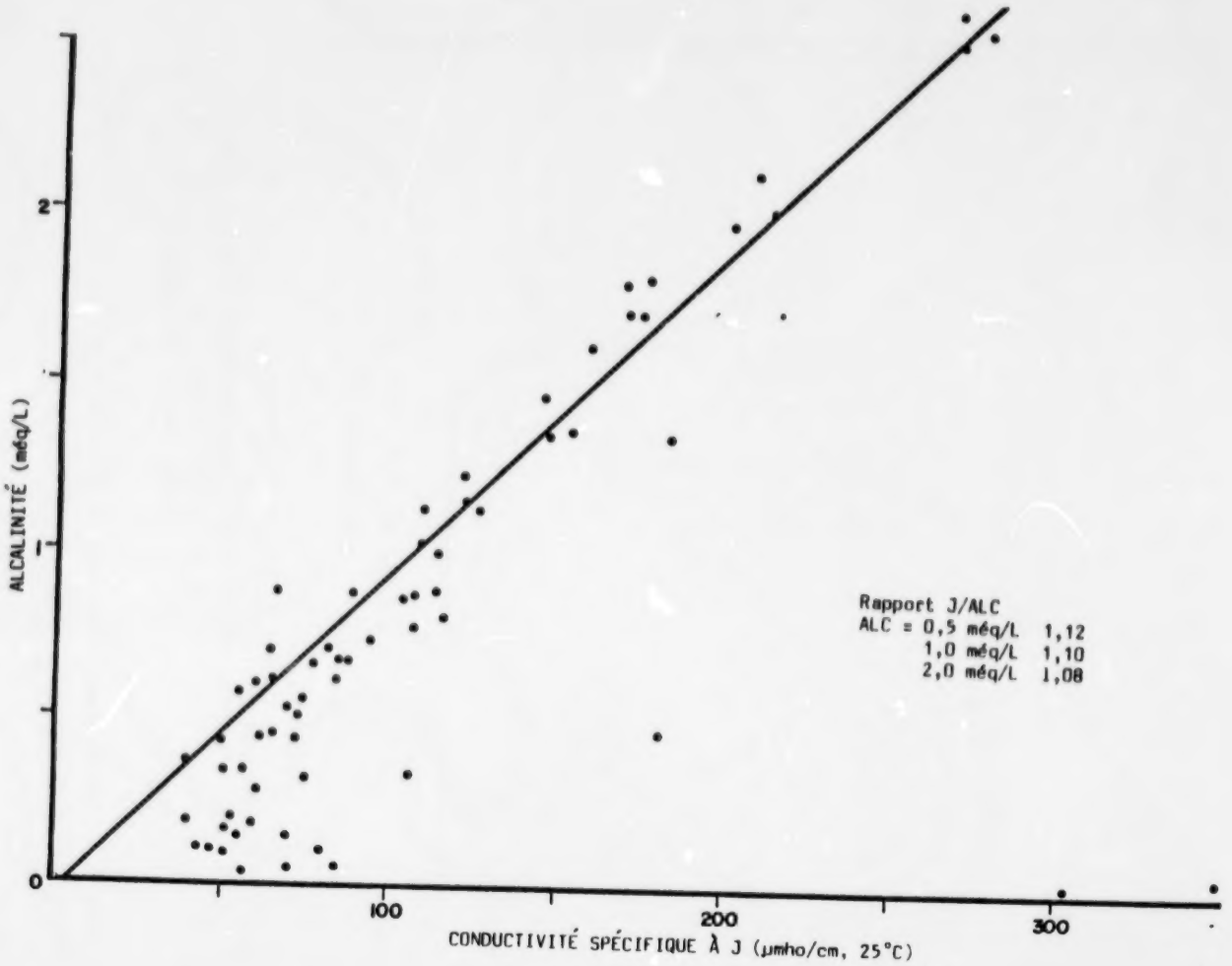


Figure 2.12 Relation entre la conductivité spécifique et l'alcalinité de cours d'eau et de lacs (La droite a été obtenue à partir des conductivités ioniques des ions Ca^{++} et HCO_3^-. Les mesures expérimentales coïncident bien avec le modèle.) (Kramer, 1977)

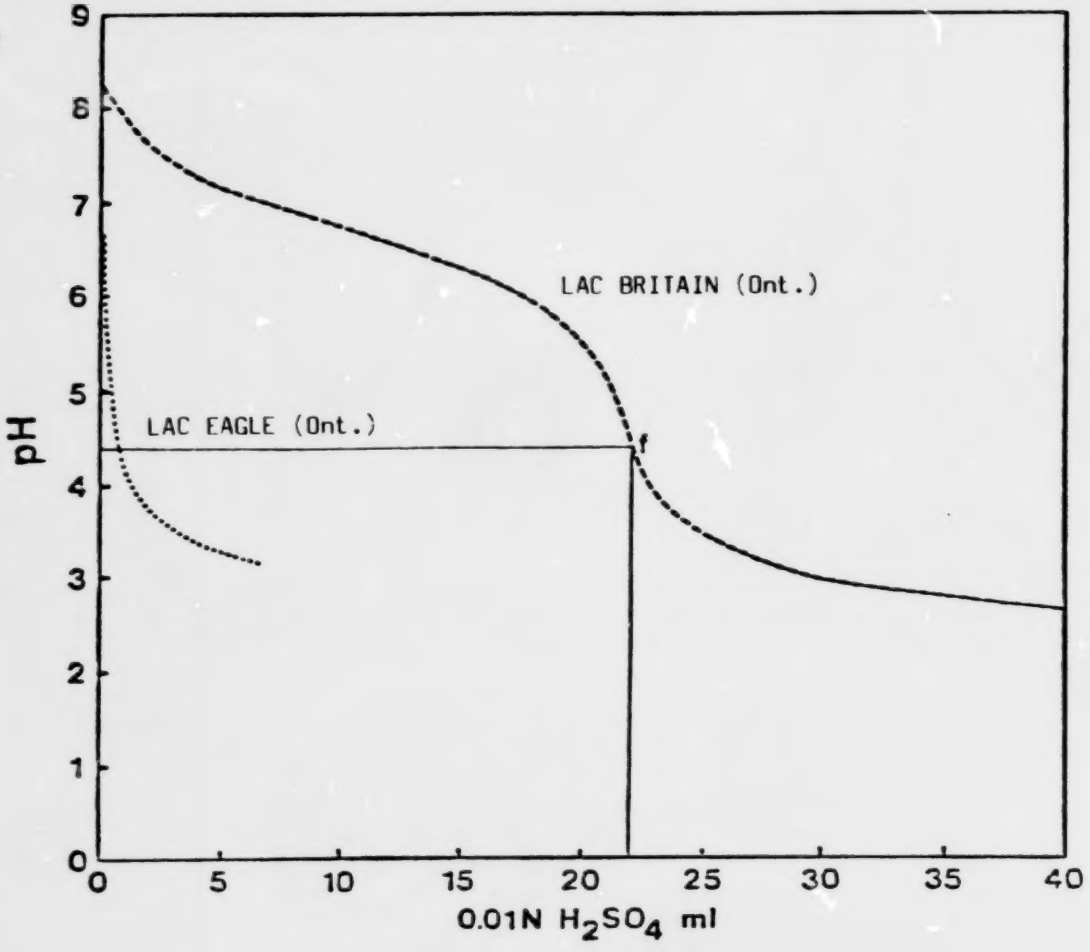


Figure 2.13 Courbes de titrage de l'alcalinité d'un lac d'eau douce et d'un lac d'eau dure (Remarquer la baisse rapide du pH dans le lac Eagle après l'addition d'une petite quantité d'acide) (Zimmerman et Harvey, 1979)

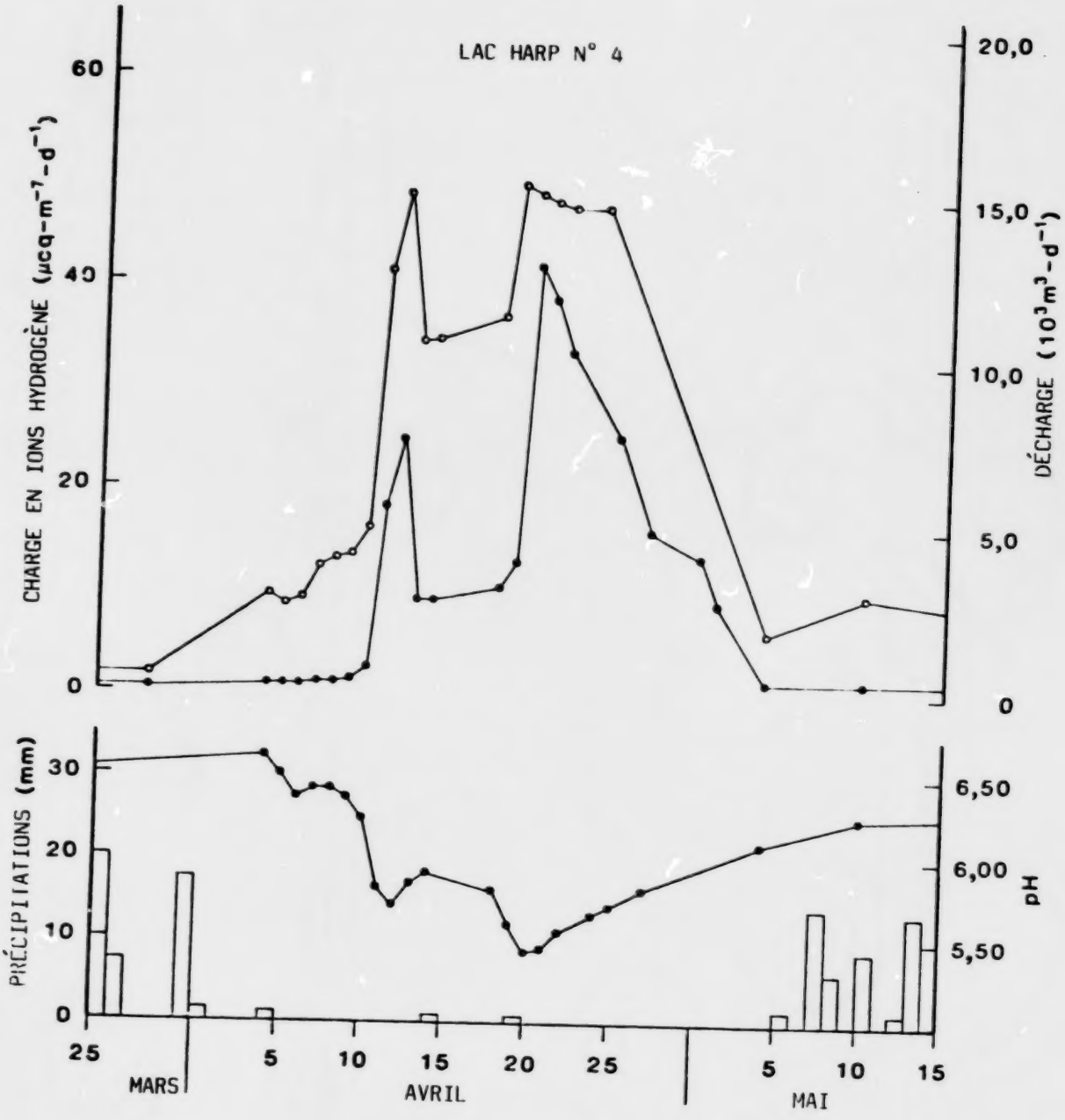


Figure 2.14 Baisse printanière du pH d'un cours d'eau (Il s'agit du graphique illustrant la baisse printanière du pH dans l'un des six affluents du lac Harp, un lac expérimental dans le district de Muskoka. Au fur et à mesure que le ruissellement printanier vient grossir la quantité d'eau, la neige acide fondue fait baisser le pH, ce qui a de graves conséquences sur la vie aquatique.) (MEO, 1981)

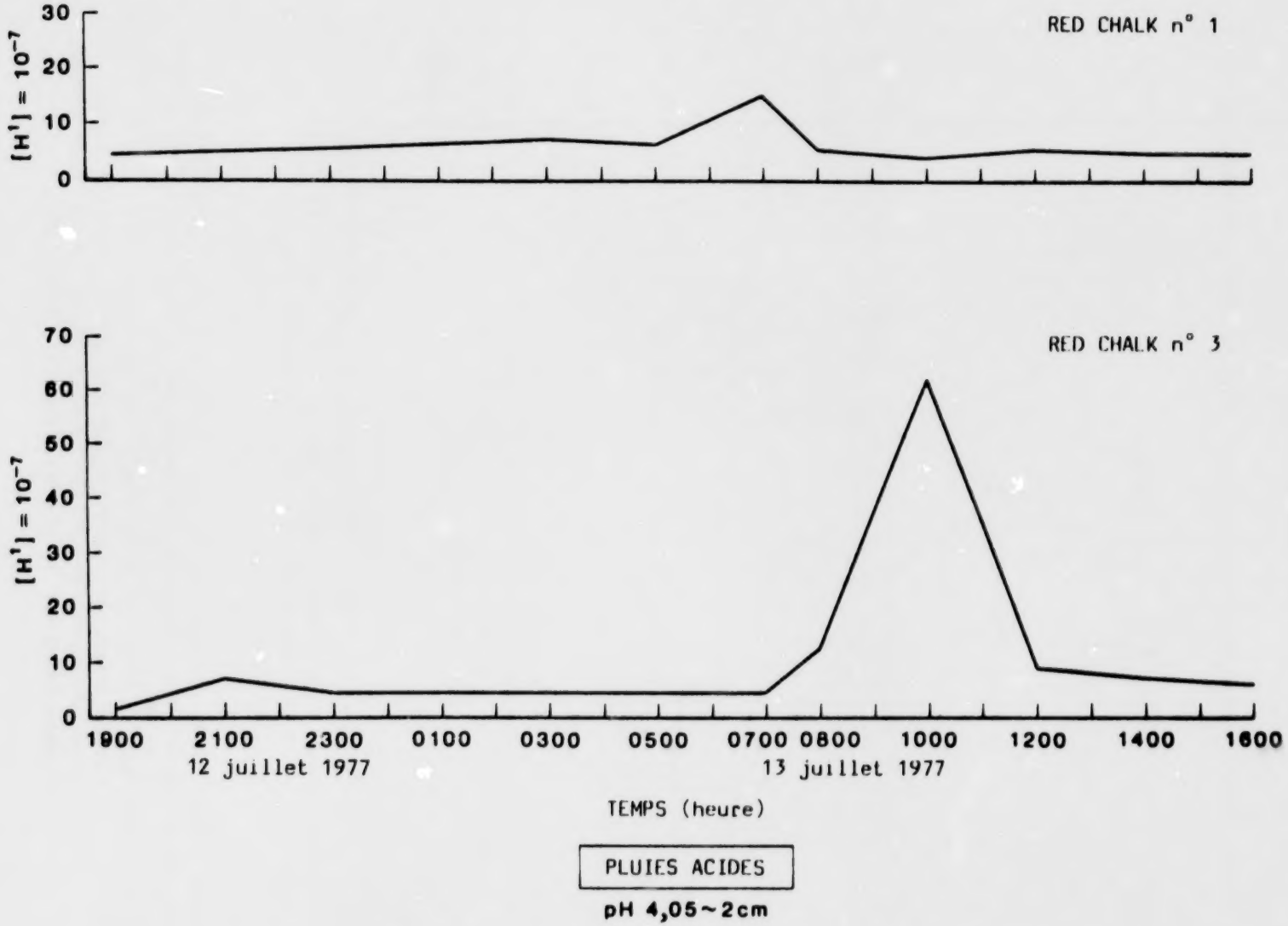


Figure 2.15 Courbe de la teneur en ions hydrogène des exutoires n° 3 et n° 1 du lac Red Chalk (Dorset (Ontario)) illustrant les effets d'une averse de 2 cm (pH 4,06) entre 23 heures le 12 juillet 1977 et trois heures le 13 juillet 1977 (MEO, 1981)

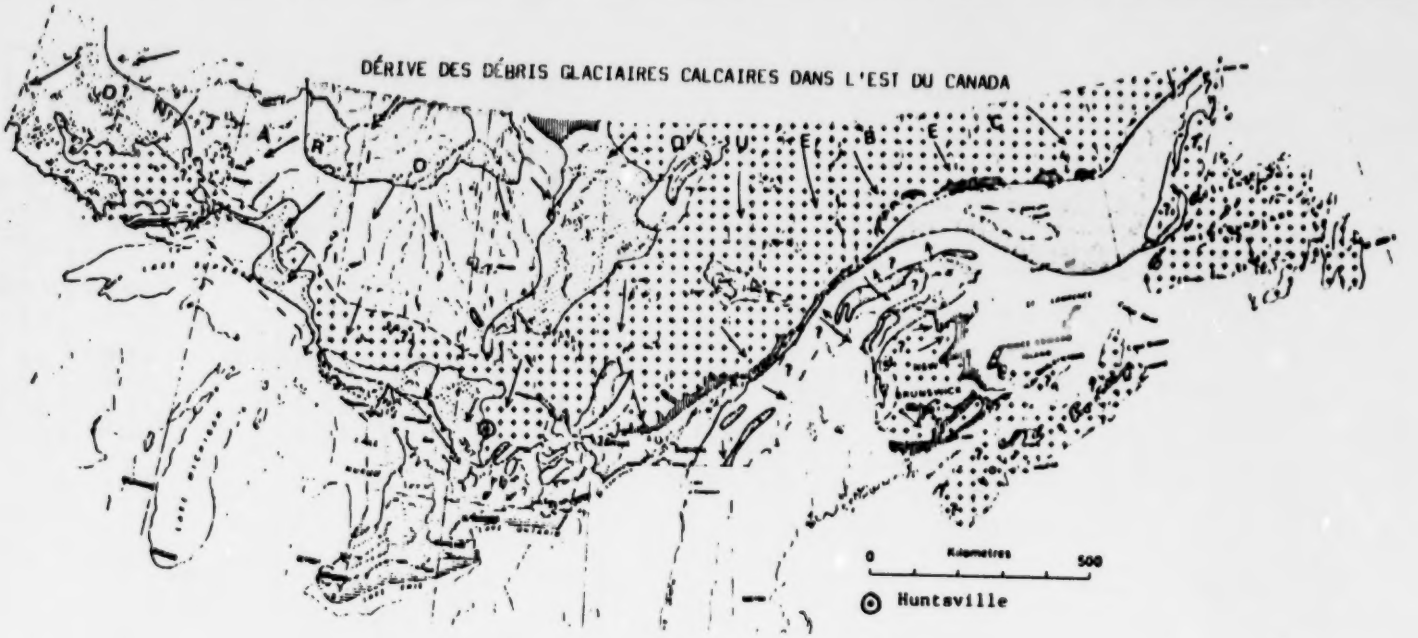


Figure 3.1 SENSIBILITÉ DES SÉDIMENTS GLACIAIRES ET POSTGLACIAIRES SUPERFICIELS À LA CHARGE D'ACIDE

SENSIBILITÉ INDÉTERMINÉE OU MOYENNE

Zones antérieurement submergées dans des mers postglaciaires; probabilité élevée de présence de sédiments marins calcaires à grains fins.

Zones antérieurement submergées dans des lacs préglaciaires; probabilité élevée de présence de sédiments lacustres calcaires à grains fins.

Zones où le calcaire transporté par les glaciers à partir des effleurements carbonatés principaux s'est accumulé; indiquées seulement où sa présence est connue ou soupçonnée.

FAIBLE SENSIBILITÉ

Zones recouvrant un socle rocheux carbonaté; toutes les formations superficielles sont probablement calcaires

SENSIBILITÉ ÉLEVÉE

Zones où les formations superficielles sont susceptibles d'être non calcaires.

* Le pouvoir tampon de ces grandes régions est proportionnel à l'épaisseur des formations superficielles. Lorsque la couche de sédiments superficiels est moins épaisse, le pouvoir tampon est moins élevé.

Limite approximative des trains glaciaires contenant des débris carbonatés importants.....

Direction générale du transport glaciaire..... →

Zones où les limites de la dispersion glaciaire du socle rocheux carbonaté ne sont pas bien connues.....?

(Tiré de Altschuller, McBean, 1980)

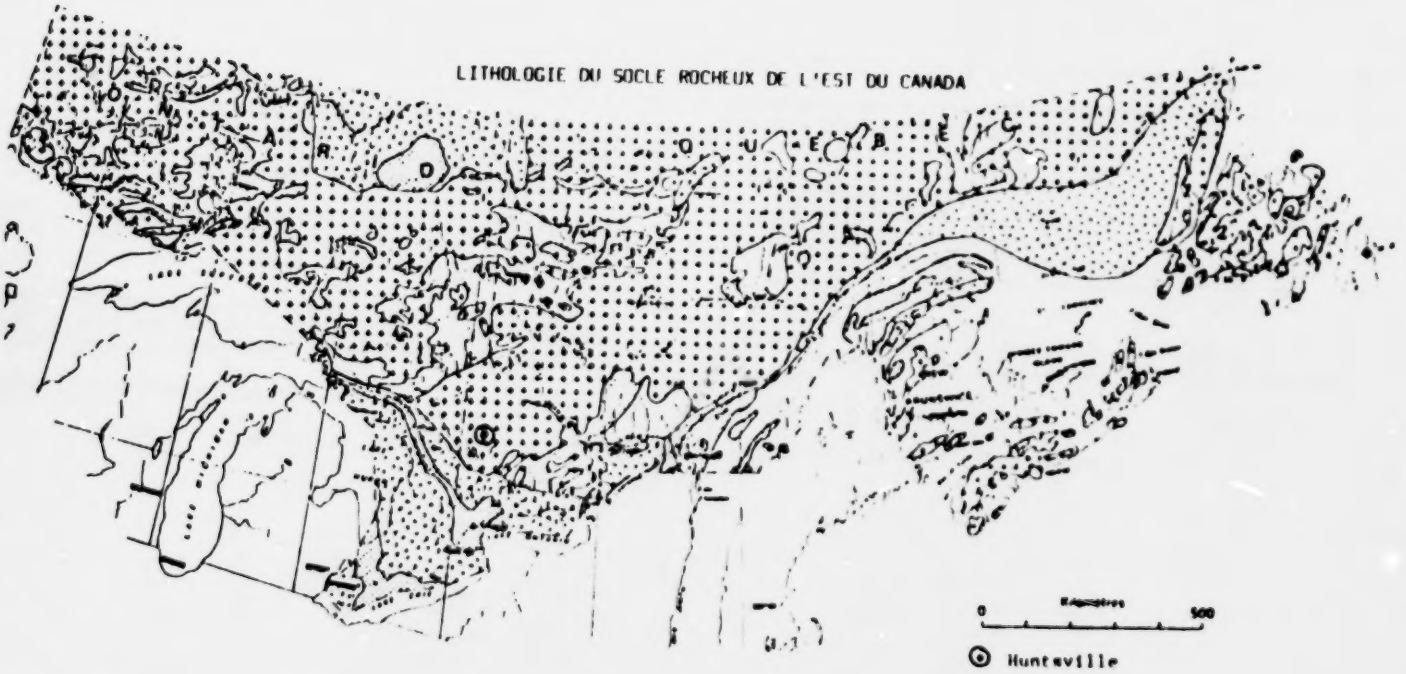


Figure 3.2 SENSIBILITÉ AUX PRÉCIPITATIONS ACIDES - SOCLE ROCHEUX ET SOLS PROVENANT DU SOCLE ROCHEUX
(Altschuller, McBean, 1980)

SENSIBILITÉ ÉLEVÉE

Granite, granite-gneiss, "orthoquartzite" syénite

SENSIBILITÉ MOYENNE-ÉLEVÉE

Roches volcaniques, schistes argileux grauwackes-grès, roches ultrabasiques, gabbro et équivalents métamorphiques

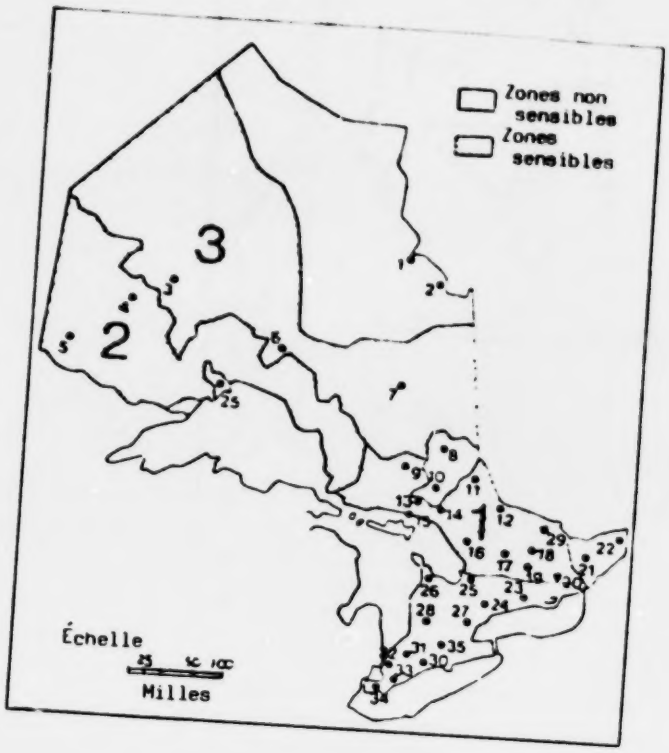
SENSIBILITÉ MOYENNE-FAIBLE

Roches clastiques calcaires roches carbonatées intercalées ou interstratifiées avec des roches non calcaires sédimentaires, ignées et métamorphiques

SENSIBILITÉ FAIBLE

Calcaire, dolomite et équivalents métamorphiques

Figure 4.1 Emplacement des stations de contrôle des pluies acides en Ontario



*Stations de mesures cumulatives - contrôlées mensuellement

1. Attawapiscat
2. Moosonee*
3. Pickle Lake
4. Ear Falls
5. Région des lacs expérimentaux*
6. Nakina
7. Moonbeam
8. Gowganda
9. Ramsey
10. Hanmer
11. Bear Island
12. Mattawa
13. Lively
14. Burwash
15. Killarney
16. McKellar
17. Dorset
18. Whitney
19. Wilberforce
20. Kaladar
21. Smiths Falls
22. Dalhousie Mills
23. Campbellford
24. Uxbridge
25. Dorion
26. Shallow Lake
27. Milton
28. Palmerston
29. Lac Golden
30. Pt. Stanley
31. Alvinston
32. Wilkesport
33. Merlin
34. Colchester
35. Waterloo

Note
* Sites proposés

Réseau d'échantillonnage des "événements" journaliers

Le réseau est situé au voisinage de London, Dorset et Kingston et chaque centre possède cinq points de prélèvement ou de contrôle concentrés dans un rayon de 50 à 100 kilomètres. On a choisi la région de Dorset car des études importantes sur les pluies acides y sont déjà en cours. On a choisi les régions de London et de Kingston pour fournir des renseignements sur la contribution des principales sources continentales du nord-est au dépôt acide.

Les 15 points de contrôle de ce réseau sont dotés d'appareils très sensibles permettant d'échantillonner les polluants atmosphériques. Ces instruments sont spécialement conçus pour prélever des composés de soufre et d'azote sous forme de particules et de gaz pendant des périodes de 24 heures.

Les données produites quotidiennement par ces centres de contrôle et d'échantillonnage, accompagnées des données météorologiques pertinentes, comme des observations météorologiques de surface et aériennes, peuvent faciliter l'identification des principales sources continentales contribuant aux précipitations acides en Ontario. Les données météorologiques nécessaires ont été obtenues directement auprès du ministère grâce à une ligne informatique liée au Service de l'environnement atmosphérique d'Environnement Canada.

Réseau "cumulatif" mensuel

Le réseau "cumulatif" comprend 30 stations dispersées dans la région de Windsor, vers le nord-ouest dans la région de Kenora et le nord-est dans la Baie James, vers le sud en direction de la rivière des Outaouais et vers l'ouest dans des stations dispersées à travers le centre-sud de l'Ontario.

Chacune des stations de contrôle est munie de collecteurs automatiques à "double auget" permettant de mesurer l'accumulation des précipitations et des retombées. Les échantillons sont recueillis chaque mois en vue d'être analysés en laboratoire. De plus, 20 de ces stations sont munies d'appareils permettant de recueillir des échantillons mensuels de particules de sulfates, nitrates, ammonium et SO_2 gazeux présents dans le voisinage immédiat.

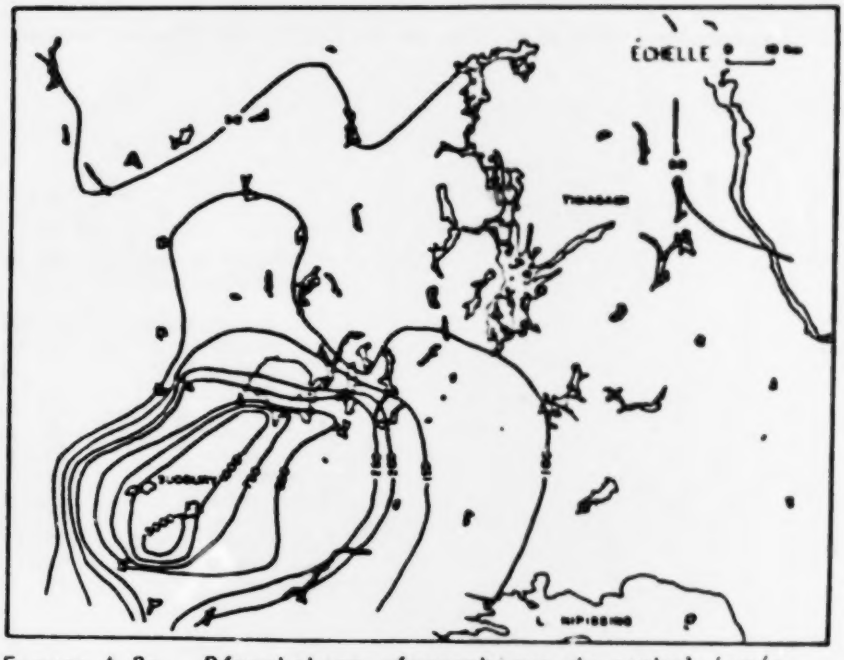


Figure 4.2a. Répartition géographique du nickel (µg/g, masse sèche) dans des sédiments de fond des lacs de la région de Sudbury en Ontario (Sempkin, 1975)

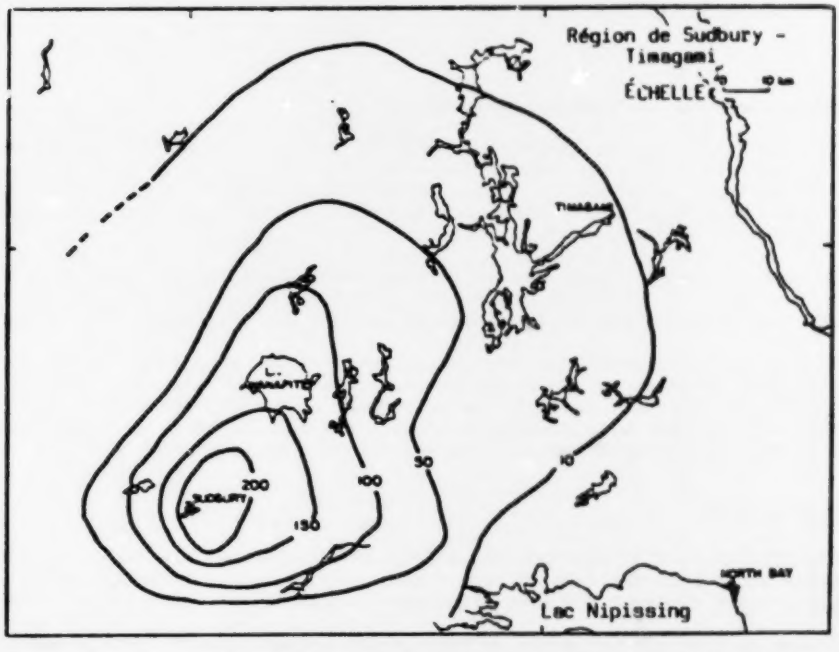


Figure 4.2b. Répartition géographique du nickel (µg/L) dans les précipitations atmosphériques près de Sudbury en Ontario (Sempkin, 1975)

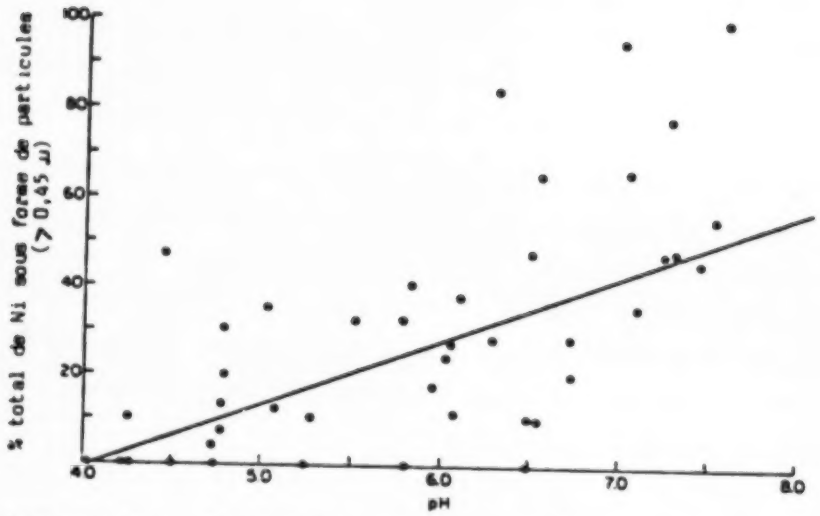


Figure 4.2c. Quantité de nickel soluble en fonction du pH dans les eaux superficielles composites, des lacs de la région de Sudbury en Ontario (Sempkin, 1975)

CARACTÉRISTIQUES D'UNE COURBE DE NEUTRALISATION DE L'ALCALINITÉ (Zimmerman et Harvey, 1979)

Le pouvoir tampon d'un système est sa capacité à résister à des changements de pH lorsqu'on y ajoute un acide ou une base. On l'exprime numériquement en dérivant en fonction du pH l'équation qui définit la courbe de titrage. Lorsque le titrage se fait par addition d'un acide fort, cette capacité, exprimée alors en fonction des baisses de pH, est appelée alcalinité.

La précision du titrage dépend de deux facteurs: la définition d'une concentration de référence pour les H^+ (le point d'équivalence) et l'observation de cette concentration au moment du titrage même. Dans le cas des eaux naturelles, la définition de la concentration de référence ou du point d'équivalence dépend de la quantité d'agents tampons dissous autres que les carbonates, ainsi que de la concentration de carbone. Dans une solution pure de carbonate, l'alcalinité est simplement fonction de la teneur totale en carbone inorganique $[C_T]$ (corrigée pour tenir compte des fractions ionisées, du bicarbonate, α_1, et du carbonate α_2) plus la teneur en ions hydroxyl $[OH^-]$, moins la concentration de protons H^+, soit:

$$Alc = [C_T](\alpha_1 + 2\alpha_2) + [OH^-] - [H^+]$$

Dans le cas d'un mélange, il faut ajouter un élément à l'équation pour chaque agent tampon supplémentaire. Par exemple, l'ammoniac est souvent un agent tampon important dans l'eau anaérobie; l'alcalinité s'exprimera alors de la façon suivante:

$$Alc = [C_T](\alpha_1 + 2\alpha_2) + [NH_3] + [OH^-] - [H^+]$$

La détection du point final correct est liée à la fois à la force ionique de la solution titrée (plus la solution est diluée, plus il est difficile de reconnaître le point final) et à la méthode utilisée, qu'elle soit visuelle, potentiométrique ou conductimétrique.

G. Gran (1952) a mis au point une méthode graphique permettant de déterminer le point final de titrages potentiométriques, en se basant sur le fait que l'addition de quantités données d'acide minéral fait augmenter la concentration des H^+ de façon linéaire. On peut donc déterminer le point final (f) ou le point

d'équivalence $[H_2CO_3] \rightleftharpoons [H^+]$ d'une courbe du pH en fonction du volume d'acide ajouté (voir Figure A.2), en traçant le volume total de l'échantillon + quantités ajoutées, corrigés pour tenir compte de la teneur en H^+ (fonction de Gran $- 10^{-pH}$ Vé + V_a) en fonction de V_a, volume total d'acide ajouté.

f devient alors une fonction de la pente (b) et du point d'intersection (a) de la courbe de transformation de Gran, soit $f = \frac{-a}{b}$

L'alcalinité est donc une fonction 1) du point final (qui englobe la concentration totale de toutes les espèces tampons, c'est-à-dire le membre droit des équations d'alcalinité), 2) de la normalité de l'acide (N) et 3) du volume de l'échantillon ($V_é$). Ainsi, $Alc = \frac{f\ (N)}{V_é}$

Notons par ailleurs à quel point il est difficile de situer f sur la courbe de titrage de l'alcalinité du lac Eagle. Aux Figures A.1 et A.2, on indique comment traiter les données réelles obtenues par titrage. On utilise la méthode de la Figure A.2 lorsqu'on a obtenu automatiquement en laboratoire, où le système est beaucoup plus perfectionné par in situ, une courbe du pH en fonction de la quantité d'acide. La Figure A.1 représente une analyse régressive de la courbe de Gran permettant de déterminer la pente/point d'intersection; on l'utilise lorsque les données relatives au titrage sont relevées directement au pH-mètre, in situ. À la Figure A.2, on peut voir qu'un point final de 4,5 (alcalinité totale libre) donnerait une alcalinité de 4,04 mgL^{-1} (80 μeqL^{-1}), alors que l'alcalinité réelle (TIP) est de 2,55 mgL^{-1} ou 51 μeqL^{-1}. En comparaison, on a obtenu 47,9 par régression.

Si l'on compare les résultats des dosages en laboratoire, exécutés en système fermé pour empêcher la volatilisation de H_2CO_3 (sous forme de CO_2), avec les résultats de titrages à découvert, effectués in situ, on s'aperçoit que les pertes relatives en CO_2 sont négligeables si les échantillons sont agités uniformément.

IDENTIFICATION DE L'ÉCHANTILLON - N2A2 EAGLE

NOMBRE DE PAIRES D'ÉCHANTILLONS = 17
VALEUR VS = 100,1

Va	PRÉVU F1	CALC F1	pH	MIN. F1	MAX. F1
0,75	0,003	0,003	4,500	0,003	0,004
0,90	0,005	0,005	4,300	0,004	0,006
1,05	0,007	0,006	4,200	0,006	0,007
1,20	0,009	0,008	4,100	0,008	0,009
1,35	0,010	0,010	4,000	0,010	0,011
1,50	0,012	0,011	3,950	0,011	0,013
1,65	0,014	0,014	3,850	0,013	0,015
1,82	0,016	0,016	3,800	0,015	0,016
1,95	0,018	0,020	3,700	0,017	0,018
2,10	0,019	0,020	3,700	0,019	0,020
2,25	0,021	0,020	3,700	0,020	0,022
2,40	0,023	0,023	3,650	0,022	0,024
2,55	0,025	0,023	3,650	0,024	0,026
2,70	0,026	0,026	3,600	0,026	0,027
2,85	0,028	0,029	3,550	0,027	0,029
3,00	0,030	0,029	3,550	0,029	0,031
3,15	0,032	0,033	3,500	0,031	0,033

VALEUR DE = 0,4798 COEFFICIENT DE VARIATION POUR VE = 0,12969

VALEUR A = 47,9801

PENTE = 0,011927 LIMITES 0,011188 À 0,012667
INTERSECTION = 0,005723
COEFFICIENT DE CORRÉLATION = 0,99371
ÉCART TYPE DE F1 SUR VA = 0,001052

VARIANCE (PENTE) = 0,12045D-06
VARIANCE (INTERCEPTION) = 0,52307D-06
VARIANCE (-INTERCEPTION/PENTE) - 0,003872

Figure A.1 Calcul par ordinateur de l'alcalinité du lac Eagle basé sur les données obtenues à partir du titrage de Gran.

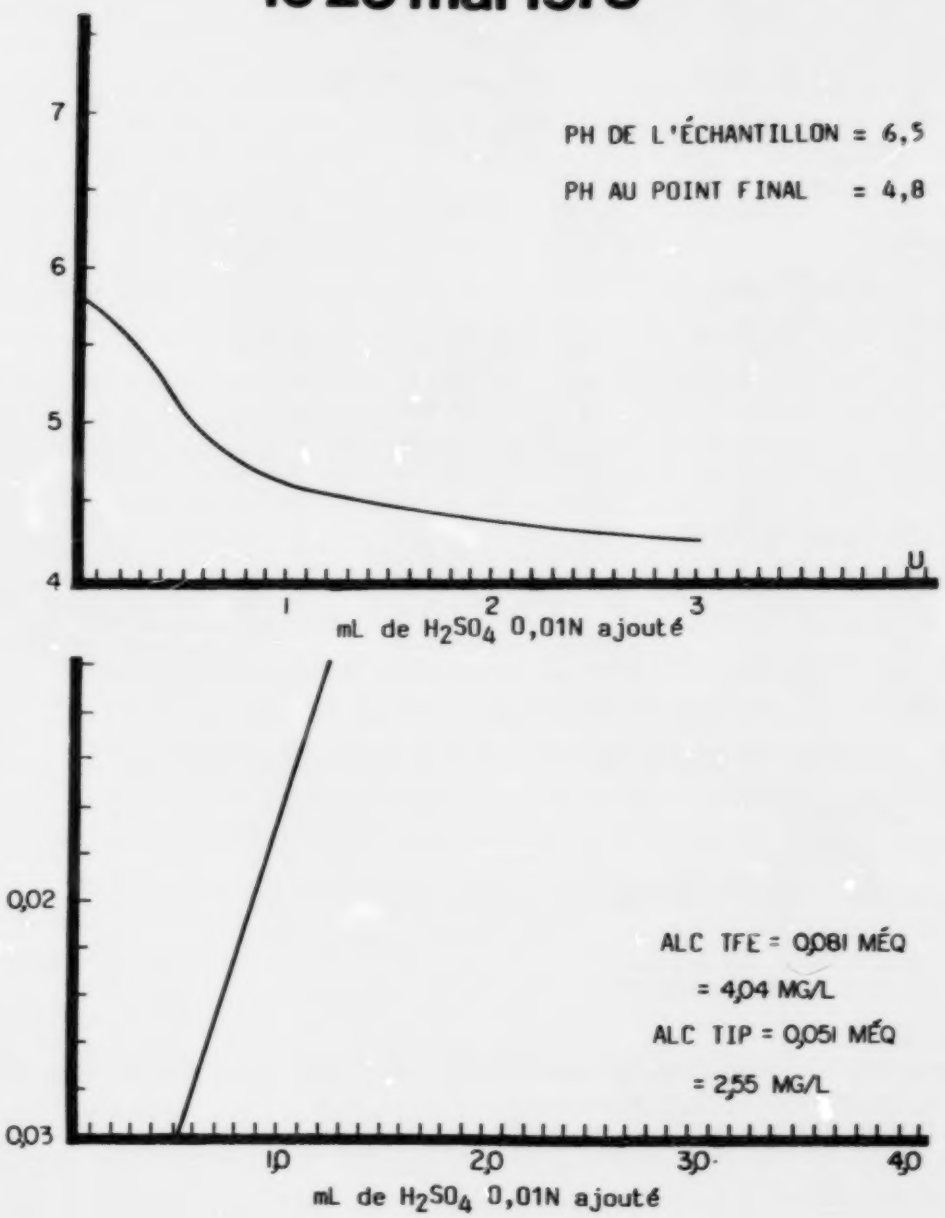


Figure A.2 Courbe d'alcalinité et intersection calculées automatiquement grâce à la technique du MEO; l'alcalinité totale libre est égale à 81 microéquivalents (Zimmerman et Harvey, 1979).

EXAMEN DE LA DOCUMENTATION RELATIVE À L'INFLUENCE DU PH SUR LA MICROBIOLOGIE DES EAUX URBAINES

Au cours de la préparation du présent examen de la documentation relative à l'influence du pH sur l'eau urbaine, on a consulté plusieurs documents outre ceux cités. Les études portant sur les populations bactériennes des eaux superficielles, rendues acides par les résidus de mine, se concentrent souvent sur les types et l'abondance relative des bactéries transformant le soufre, l'azote et le fer. Pourtant, malgré les effets désagréables de ces bactéries sur le goût et l'odeur de l'eau potable urbaine, elles ne sont pas réputées pathogènes. Jusqu'à présent, la plupart des publications portant sur les substances pathogènes présentes dans l'eau proviennent des États-Unis. Dans le présent rapport, lorsqu'on fera allusion aux organismes liés aux maladies causées par l'eau, il s'agira sauf indication contraire, de ceux qu'on a identifiés aux États-Unis. Pour le moment, les renseignements ayant directement trait aux effets du pH sur la qualité de l'eau sont très peu nombreux. Il existe cependant certaines études isolées qui ont abordé les effets du pH sur les espèces et le nombre de micro-organismes habitant les cours d'eau non pollués (15,17), la virulence microbienne (11,14) et la dose critique de chlore requise pour détruire des organismes témoins (3,5). Le Center for Disease Control (CDC) d'Atlanta (4) publie chaque année des descriptions sommaires des maladies attribuables à l'eau potable contaminée aux États-Unis. Des résumés semblables sur les maladies causées par l'eau au Canada sont disponibles au Bureau de microbiologie de Santé et Bien-être social Canada à Ottawa.

Selon un rapport préparé par le Safe Drinking Water Committee des États-Unis, il existe trois groupes principaux de micro-organismes liés aux maladies causées par l'eau: les bactéries, les virus et les protozoaires. Il est possible d'isoler des levures et des champignons des eaux superficielles; cependant on connaît très mal l'activité des espèces pathogènes dans l'eau potable. Le goût et l'odeur désagréables de l'eau peuvent être attribués aux champignons ou aux algues.

Au Tableau 1, on a énuméré les maladies transmises par les eaux urbaines aux États-Unis pendant les années 1946-1974 (19). La majorité des maladies causées par l'eau ont été qualifiées de gastro-entérite d'origine inconnue. Depuis la fin des années 1960, on a isolé trois agents étiologiques Giardia lamblia, Yersinia enterocolitica et l'entéropathogène E. coli dont on a observé la présence de plus en plus fréquente dans des cas semblables de gastro-entérite.

En général, les bactéries se développent dans une étroite plage de pH (comprise entre 3 et 4 unités). Par exemple, la gamme optimale de pH pour Salmonella typhosa est de 6,5 - 7,2; cependant cet organisme vivra quand même à un pH compris entre 4,5 et 8,0 (9). De même, E. coli vivra à un pH minimal de 4,4 et à un pH maximal de 9,0, mais la gamme la plus favorable à son développement est de 6,0 - 7,0 (9). Legionella pneumophila est la bactérie responsable de la "maladie des légionnaires" et a été isolée dans les eaux de refroidissement de climatiseurs d'air; elle ne se développe que dans une gamme très étroite de pH, comprise entre 6,3 et 7,1, la gamme optimale étant de 6,7 - 6,9 (10).

Les champignons et les levures peuvent croître dans une gamme de pH beaucoup plus étendue que celle des bactéries. Les moisissures, en général, peuvent tolérer des pH allant jusqu'à 2,0 à 9,0, mais elles préfèrent un pH de 5,6 environ. Cependant, les conditions optimales peuvent être plus acides, neutres ou alcalines selon les espèces. Les levures se développent dans une gamme de pH semblable allant de 2,0 à 8,0, mais elles préfèrent généralement un pH plus acide, de 3,5 à 3,8 (9).

Les virus résistent également mieux à un faible pH que les bactéries. Ils sont en effet protégés par une couche résistante de protéines. Les plus importants virus entériques de l'homme sont les entérovirus, les réovirus, les parvovirus et les adénovirus. On les considère comme stables en milieu acide (18). Les agents viraux des maladies gastro-intestinales sont aussi plus résistants aux désinfectants que ne le sont les agents bactériens.

Bick et Evans (2) ont étudié l'effet de l'acidification sur les populations de bactéries et de protozoaires associées à la dégradation de la peptone. Lorsque le pH tombait de 7 à 5, le nombre total de bactéries ainsi que le nombre d'espèces de protozoaires ciliés baissaient lentement. En réduisant encore le pH de 5 à 3, on a fait baisser encore plus rapidement le nombre de bactéries et d'espèces de protozoaires.

On effectue souvent en laboratoire des études visant à déterminer à l'aide de cultures pures la gamme de pH correspondant à un micro-organisme particulier. Comme les conditions du laboratoire correspondent rarement à celle de l'environnement, les facteurs non considérés dans les expériences in vitro pourraient modifier le développement d'un organisme dans l'eau lorsque le pH est inférieur au pH optimal. Après une période d'acclimatation, les bactéries d'adaptent à la gamme de pH acide. Thompson et Wilson ont examiné divers mécanismes (16). Plusieurs chercheurs ont

étudié l'effet de l'acidité sur la microflore des systèmes aquatiques (15,17). Weaver (17) a comparé les espèces et l'abondance relative de la microflore dans deux affluents: un cours d'eau acide (pH 3,0-4,1) qui drainait une zone où se trouvait antérieurement une mine à ciel ouvert, et un cours d'eau témoin (pH 6,3-6,7) qui drainait une zone relativement peu peuplée qui ne contribuait pas à l'apport de déchets domestiques. La microflore des deux cours d'eau différait de façon notable. Le Tableau 2 présente un aperçu des organismes observés. Un grand nombre de bactéries Ferrobacillus ferrooxidans, qui prolifèrent à un pH de 2, se trouvaient dans le cours d'eau acide alors qu'on n'en a relevé qu'une seule fois la présence dans le cours d'eau témoin. On a détecté, dans ce dernier, un grand nombre de bactéries saprophytes alors qu'on en a observé très peu dans le cours d'eau acide. Les champignons étaient plus nombreux et plus diversifiés dans le cours d'eau acide. Parmi les 42 différents genres identifiés dans les échantillons des deux cours d'eau, 21 provenaient exclusivement du cours d'eau acide, quatre exclusivement du cours d'eau témoin et 17 des deux séries d'échantillons. La population de levures du cours d'eau acide était aussi plus diversifiée. Les levures étaient plus abondantes au printemps et en automne dans le cours d'eau acide et pendant l'hiver et l'automne dans le cours d'eau témoin.

En se fondant sur des études relatives à l'influence de l'acidité sur la microflore aquatique de lacs de la région de Sudbury, Thompson et Wilson (15) ont conclu que les différences ou l'absence de différences observées entre les populations de bactéries, de champignons et de levures des lacs acides et celles des lacs neutres pouvaient provenir de facteurs autres que l'acidité et les concentrations de métaux lourds. Dans un cas, on a trouvé les mêmes populations de bactéries et de champignons hétérotrophes dans les lacs acides et les lacs neutres. Dans un autre cas, le lac neutre abritait un nombre plus élevé de bactéries hétérotrophes dans ses eaux superficielles, et un nombre plus faible dans son hypolimnion. Dans ce dernier cas, la population de champignons dans l'eau ne variait pas d'un lac à l'autre; cependant, on en a trouvé un nombre plus élevé dans les sédiments du lac acide.

Une publication de Khulbe (6) fait état des travaux de plusieurs chercheurs qui ont étudié les effets des variations de pH dans les eaux superficielles sur les espèces aquatiques de moisissures. Les observations de Suzuki et Hatakeyama confirment celles de Weaver (17). Néanmoins, des études effectuées par quatre autres chercheurs démontraient que la présence des moisissures aquatiques était plus importante dans les eaux au pH presque neutre.

L'eau ne semble pas jouer un rôle important dans la transmission des infections fongiques et des infections attribuables aux levures; cependant plusieurs des espèces de champignons et de levures observées par Weaver (17) dans les deux cours d'eau ont été associées à des cas de maladies observées chez l'homme. Candida guillermondii a été identifiée comme étant la cause de l'endocardite chez des patients portant des cathéters intraveineux, chez des personnes subissant des opérations chirurgicales touchant au système cardio-vasculaire et chez des drogués. Gryotococcus neoformans est le seul élément pathogène pour l'homme, appartenant au genre Cryptococcus. On a observé une relation symbiotique entre les membres du genre Rhodotorula, Candida et Torulopsis et l'homme. Les maladies causées par ces trois levures frappent généralement les personnes au système immunitaire défaillant.

On a trouvé, sur de la peau infectée, les champignons Phialophora Cephalosporium, Monosporium et Cladosporium. Les espèces de l'ordre des Mucorales sont des agents pathogènes opportunistes, c'est-à-dire qu'elles ne provoquent généralement des infections que chez les personnes au système immunitaire défaillant(7).

Le pH du milieu où se trouve l'organisme influence non seulement le développement du microbe mais aussi sa virulence. Dans le cas de trois espèces de salmonelles, Sauter et coll. (11) ont observé des taux de pénétration maximaux aux pH de 7,5, 8,5 et 7,0. Au cours de la même expérience, les taux de pénétration les moins élevés, ont été observés au pH de 5,0. La production d'entérotoxines par Bacillus cereus, agent d'empoisonnement alimentaire, est aussi régie par le pH. Lorsque la bactérie se développe dans des conditions optimales de pH, c'est-à-dire entre 7,0 et 7,5, elle produit une entérotoxine attaquant spécifiquement les cellules des intestins, ce qui provoque les symptômes associés à l'empoisonnement alimentaire. Spira et coll. (13) ont noté que la production d'entérotoxines était très faible lorsque B. cereus se développait dans des cultures en lots à un pH inférieur à 6,0 ou supérieur à 8,5. Lors d'expériences conçues pour étudier l'efficacité du traitement direct à la chaux vive pour éliminer les virus de l'eau, Sproul (14) a constaté que le pouvoir infectieux viral diminuait dans certains cas lorsque le pH était près de 11 (obtenu par addition excessive de chaux vive - et de carbonate neutre de sodium).

La chloration est la principale méthode qu'on emploie pour désinfecter l'eau potable aux États-Unis (4). Récemment, cette technique a fait l'objet de nombreux documents et séminaires. Plusieurs publications ont examiné en détail dans quelles conditions environnementales diverses préparations et concentrations de chlore sont le plus létales pour les micro-organismes aquatiques.

Butterfield et coll. (3) ont examiné l'influence du pH sur la survie de pathogènes coliformes et entériques exposés au chlore libre. Les propriétés bactéricides du chlore libre sont inversement proportionnelles au pH. À un pH de 7,0, on a obtenu une extermination à 100 p. 100 avec 0,03-0,04 ppm de chlore, en 1-3 minutes. Lorsque le pH était égal à 8,5, l'extermination à 100 p. 100 nécessitait une concentration de chlore de 0,07 ppm et exigeait de 10 à 20 minutes. La concentration d'ions H^+ du système semblait influencer la sensibilité relative de Salmonella typhosa, E. coli, et Pseudomonas aeruginosa au chlore libre. Aux pH de 6,5, 7,0, et 7,8, S. typhosa était plus résistante aux concentrations de chlore inférieures ou égales à 0,03 ppm que ne l'était E. coli, lui-même plus résistant que P. aeruginosa, lorsque le pH était égal à 7,0. Aux pH de 8,5, 9,8, et 10,7 S. typhosa était plus sensible au chlore que ne l'était E. coli, lui-même plus sensible que P. aeruginosa. (On a obtenu une extermination de 100 p. 100 en 5 minutes au pH de 8,5, avec une concentration de chlore de 0,06 ppm pour S. typhosa, de 0,1 ppm pour E. coli et de 0,15 ppm pour P. aeruginosa).

On juge qu'une eau est potable lorsqu'elle ne contient pas d'indicateurs bactériens; pourtant elle peut encore contenir des virus vivants. La sensibilité de ces virus au chlore varie beaucoup. Le virus Réo 1 est tué en 2,7 minutes par une concentration de chlore de 0,5 mg/L à un pH de 7,0 et une température de 2°C. Dans les mêmes conditions, le virus Coxsackie A6 peut survivre à un temps de contact dépassant 120 minutes (8).

La forme particulière de chlore employé peut aussi influer sur le temps de contact nécessaire pour diminuer le pouvoir infectieux viral. On a trouvé que l'acide hypochloreux, qui existe à un pH inférieur à 7,5 est un virocide plus puissant que l'ion hypochlorite, le chlore gazeux ou la chloramine (18). Cependant, Scarpino et coll. (12) ont démontré que l'ion hypochlorite (ph 10) est sept fois plus efficace contre le polivirus que l'acide hypochloreux (pH 6,0). Dans la même étude, on a trouvé que E. coli était trois fois plus résistant à l'ion hypochlorite que le polivirus. En analysant la sensibilité de 6 virus entériques au chlore, Engelbrecht et coll. (5) ont constaté que le pouvoir infectieux de la plupart des

virus résistants diminuait de 99 p. 100 en 3,4 minutes en présence d'une concentration de chlore libre de 0,5 mg/L à un pH de 6,0. Il fallait 96 minutes pour produire la même réduction chez les virus à un pH de 10,0.

Divers facteurs environnementaux influent également sur la survie des virus exposés au chlore (1). On a démontré que les virus s'associent aux particules qui les protègent contre le chlore. Les températures peu élevées favorisent aussi leur survie. On a émis l'hypothèse que les lignées survivant à une exposition initiale au chlore pourraient mieux y résister par la suite.

Les kystes de protozoaires résistent aux concentrations de chlore résiduel qui persistent en général dans les réseaux de distribution. Ils sont éliminés par les systèmes de floculation et de filtration qui fonctionnent convenablement. On a trouvé que le brome exterminait plus efficacement les kystes que le chlore ou l'iode. À un pH de 4,0, 99,9 p. 100 des kystes de protozoaires mourraient en 10 minutes en présence de 1,5 ppm de brome, 2,0 ppm de chlore ou 5,0 ppm d'iode. En général, plus le pH augmente, plus il est difficile pour les trois halogènes d'exterminer les kystes de protozoaires (18).

Les maladies infectieuses associées à l'eau potable sont surtout transmises par voies anale/buccale. Dans la plupart des cas, l'apparition de maladies est attribuable à l'utilisation d'eau non traitée ou traitée de façon inadéquate et contaminée par des fèces. Un traitement insuffisant est généralement le résultat d'une mauvaise chloration; cependant, il semble que des fuites du système de filtration aient aussi provoqué l'apparition de ces maladies. En 1975-1976, la plupart des maladies liées à l'eau ont été causées par la consommation d'eau provenant de réseaux semi-publics. Un nombre beaucoup moins important a été attribué à l'eau de réseaux municipaux ou de systèmes privés.

Comme on l'a déjà mentionné, les principaux microbes pathogènes associés aux infections causées par l'eau sont les bactéries, les virus et les protozoaires. Lorsque l'acidité des eaux naturelles augmente, les populations de bactéries et de protozoaires peuvent décroître alors que celles de champignons et de levures augmentent. Cependant, on a démontré que les bactéries peuvent s'adapter à un milieu plus acide. De plus, selon des études portant sur l'assainissement des lacs, les populations bactériennes récupèrent assez vite une fois que le pH du milieu est redevenu neutre.

Seules quelques espèces de champignons provoquent des maladies chez des humains. Les espèces qui affectent l'homme sont limitées par leurs besoins alimentaires et par les mécanismes de défense d'un corps en bonne santé. Des infections systémiques causées par les champignons se produisent généralement après inhalation de spores transportées par le vent ou après inoculation traumatique par contact avec le sol ou des végétaux contaminés. Les infections fongiques sont inhabituelles dans la plupart des hôpitaux.

Les virus ne se reproduisent pas seuls, mais ils résistent remarquablement bien à l'acidité.

L'exécution d'une étude épidémiologique portant sur l'influence de l'acidité accrue des eaux sur la fréquence des maladies transmises par l'eau et la présence d'espèces pathogènes primaires répondrait à un besoin réél étant donné l'état actuel des connaissances dans ce domaine. Néanmoins, en raison des diverses conditions associées aux maladies transmises par l'eau, de la nature changeante des organismes aquatiques reconnus comme étant pathogènes et des conditions associées à la plupart des infections fongiques, il semble improbable que l'importance des organismes pathogènes de l'eau soit dépassée par celle des champignons pathogènes.

RÉFÉRENCES

1. AWWA Committee on Viruses in Drinking Water, "Viruses in drinking water", Journal AWWA, août.

2. Bick, H. et E.F. Drews, 1972, "Self Purification and Silicate Communities in an Acid Milieu (model experiments)", Hydrobiol. 42:393.

3. Butterfield, C.T., E. Wattie, S. Megregian et C.W. Chambers, 1943, "Influence of pH and temperature on the survival of coliforms and enteric pathogens when exposed to free chlorine", Public Health Reports 58:1837.

4. Craun, G.F. et R.A. Gunn, 1979, "Outbreaks of waterborne disease in the United States: 1975-1976", Journal AWWA, août.

5. Engelbrecht, R.S. et coll., Virus sensitivity to chlorine disinfection of water supplies, MERL, USEPA, Cincinnati, Ohio EPA-600/2-78-123.

6. Khulbe, R.D., 1980, "Occurrence of water molds in relation to hydrogen ion concentration in some lakes of Nainitial, India", Hydrobiol. 69:3.

7. Lenette, E.H., E.H. Spaulding et J.P. Truant, 1974, Manual of clinical microbiology, deuxième édition, American Society for Microbiology, Washington.

8. Mahdy, M.S., 1979, "Viruses in the water Environment: an underestimated problem", Journal AWWA, août.

9. Pelczar, M.J. Jr. et R.D. Reid, 1972, Microbiology, McGraw-Hill Book, Company, New York.

10. Rutter, D.A. et H.B. Maber, 1979, "Culture of Legionella pneumophila", Lancet 1:8118.

11. Sauter, E.A., C.F. Petersen, J.F. Parkinson et E.E. Steele, 1979, "Effect of eggshell penetration by salmonellae", Poult. Sci. 58:135.

12. Scarpino, P.V., G. Berg, S.L. Chang, D. Dahling et M. Lucas, 1972, "A comparative study of the inactivation of viruses in water by chlorine", Water Res. 6:959.

13. Spira, W.M. et G.J. Silverman, "Effects of Glucose, pH, and dissolved-oxygen tension on Bacillus cereus growth and permeability factor production in batch culture", App. Environ. Microbiol. 37:109.

14. Sproul. O., 1977, "Effectiveness of water and wastewater treatment processus in virus removal and inactivation", dans: Virus in the Environment and Their Potential Hazards, éd. M.S. Mahdy et B.J. Dutka. Centre canadien des eaux intérieures et lab. EPA de Grosse Île.

15. Thompson, F.C. et H.A. Wilson, 1975, "Tolerance and synthetic ability of sewage microorganisms in acid mine water", West Virginia University Bulletin, Série 75, N° 5-1.

16. Thompson, F. et Wilson, D., 1973, Microbiology report on Sudbury environmental study part A - lake reclamation study, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

17. Weaver, R.H., 1968, Ecological study of the effects of strip mining on the microbiology of streams, Université du Kentucky, Water Resources Institute. Res. Report N° 18.

18. Drinking water and health, 1977, éd. Safe Drinking Water Committee. National Academy of Sciences, Washington.

19. Water quality and health significance of bacterial indicators of pollution, compte rendu d'atelier, 1978, éd. W.O. Pipes. Université Drexel et National Science Foundation.